



KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH GmbH

Projektträger Umweltchemikalien

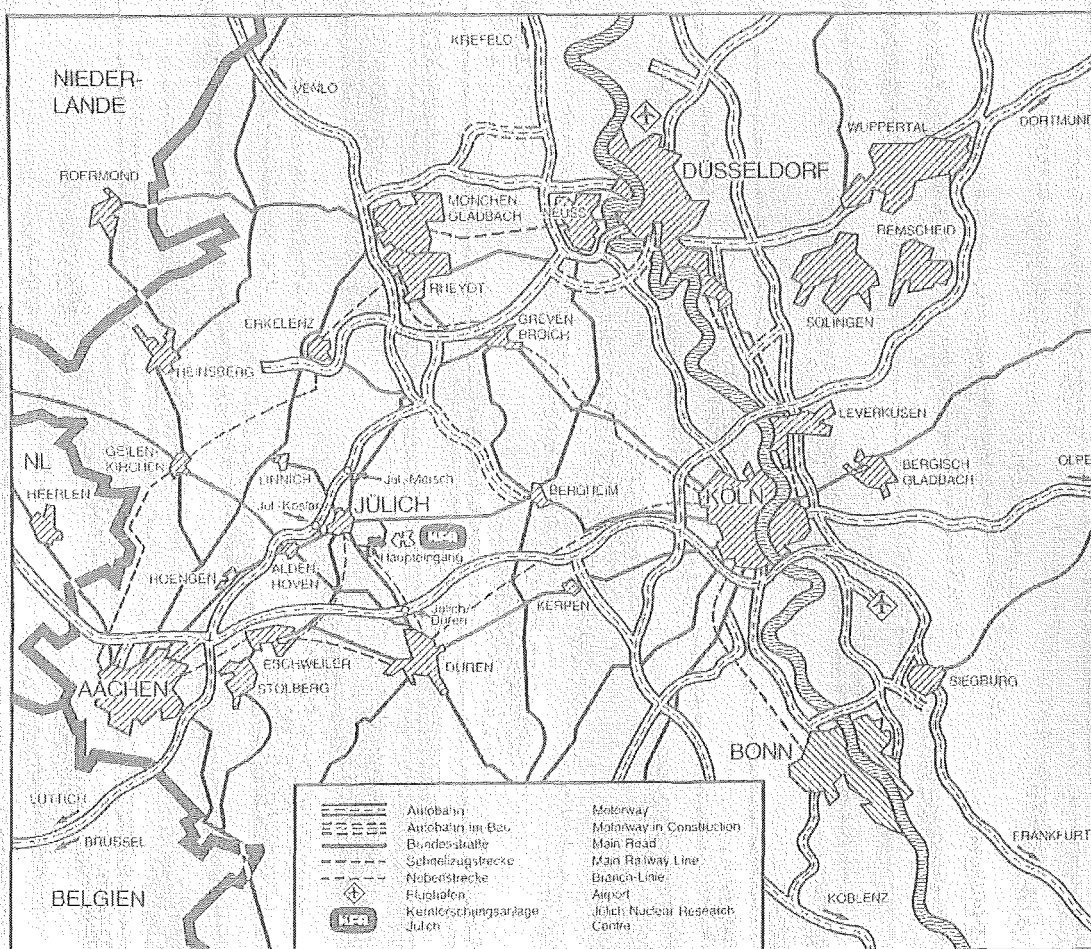
**Methoden zur
ökotoxikologischen Bewertung
von Chemikalien**

**Band 3:
Terrestrische Systeme
Bericht 1979 – 1983**

Herausgeber:

F. Führ, E. Stüttgen, B. Scheele

Jül-Spez-274
September 1984
ISSN 0343-7636



Als Manuskript gedruckt

Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich – Nr. 274
 Projektträger Umweltchemikalien Jül-Spez-274

Zu beziehen durch: ZENTRALBIBLIOTHEK der Kernforschungsanlage Jülich GmbH
 Postfach 1913 · D-5170 Jülich (Bundesrepublik Deutschland)
 Telefon: 02461/610 · Telex: 833556-0 kf d

**Methoden zur
ökotoxikologischen Bewertung
von Chemikalien**

**Band 3:
Terrestrische Systeme
Bericht 1979 – 1983**

Herausgeber:

F. Führ, E. Stüttgen, B. Scheele

Kurzfassung

In diesem Bericht werden 13 Arbeiten vorgestellt, die im Rahmen eines durch den BMFT geförderten Projektes mit dem Thema "Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien" durchgeführt wurden. Aufgabe dieses begleitend zur sogenannten Chemikaliengesetzgebung abgewickelten Projektes ist es, Verfahren zu entwickeln und zu erproben bis hin zur Standardisierung, Verbesserung und Bewertung bestehender Testansätze zur Beurteilung ökotoxikologischer Eigenschaften von Chemikalien.

Alle hier zusammengefaßten Arbeiten befassen sich theoretisch (2) oder experimentell (11) mit Ausschnitten aus terrestrischen Ökosystemen. Neben der Analyse des Status-quo in einem Weinberg-Ökosystem werden modellhaft ein Wiesen- und ein Agrarökosystem für Testzwecke simuliert. Daneben werden tierische und/oder pflanzliche Spezies auf Praktikabilität und Aussagekraft für ökotoxikologische Prüfungen untersucht.

Eine Gruppe von Vorhaben befaßt sich mit der Kontamination von Boden durch Schwermetalle und organische Chemikalien.

Summary

In this report the results of 13 research projects are presented. They are sponsored by the Department of Research and Technology within the project "Methods of ecotoxicological evaluation of chemicals", in order to check, standardize, improve and develop procedures to test environmental chemicals under ecotoxicological aspects.

All of the 13 individual projects described here, deal with different sectors of terrestrial ecosystems. In a vineyard the present state situation is analysed, for a grassland and agricultural system "Modell-Ecosystems" were developed.

Another group of methods are concerned with soil/contamination by heavy metals and organic chemicals.

Finally procedures are presented to check the toxicity of compounds secreted on nectar and applicability of Acridid Species in toxicity tests.

Inhalt

	Seite
1. Einleitung	1
2. Liste der Referenzchemikalien	4
3. Projektübersichten	5
3.1 Finanzübersicht	5
3.2 Thematische Übersicht	8
4. Forschungsberichte "Terrestrische Systeme"	11
4.1 Müller; Saarbrücken	11
4.2 Dumpert; Frankfurt	23
4.3 Ellenberg, Schaefer, Werner, Stickan, Conrady, Strüve-Kusenber; Göttingen	36
4.4 Khairy, Müller-Wegener, Ziechmann; Göttingen	88
4.5 Küppers, Böing, Guderian; Essen	107
4.6 Kloft, Kneitz; Bonn	125
4.7 Frehe, Arndt; Hohenheim	140
4.8 Deller, Ranfft; Weihenstephan	160
4.9 Köster, Merkel, Matter; Hameln	193
4.10 Müller-Wegener, Ziechmann; Göttingen	238
4.11 Drescher; Bonn	256
4.12 Schmidt; Hannover	272
4.13 vom Hagen; Bensheim	298

1. Einleitung

Der vorliegende Bericht enthält Ergebnisse des Forschungsprogramms "Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien". Dieses wurde 1977 gemeinsam von dem Bundesminister für Forschung und Technologie (BMFT) und dem Bundesminister des Inneren (vertreten durch das Umweltbundesamt) ausgeschrieben und wird seit 1978 durch den BMFT finanziert. Allgemeines Förderziel ist die Entwicklung von Methoden zur Erfassung, Bewertung und Kontrolle von chemischen Umweltbelastungen, damit Schäden und Nachteile aus menschlichen Eingriffen in ökologische Systeme reduziert werden können. Daraus leiten sich die beiden Teilaufgaben des Projektes ab:

- Entwicklung von Prüfmethoden und -verfahren zur Feststellung der lokalen und allgemeinen Umweltbelastung durch Chemikalien
- Entwicklung von Modellen zur Planung und Überwachung von ökologischen Systemen und
- Bestimmung der ökologischen Relevanz von Bioindikatoren in terrestrischen Ökosystemen.

Das Forschungsprogramm wurde begleitend zu der Chemikaliengesetzgebung in der Bundesrepublik Deutschland und ähnlichen Aktivitäten der Europäischen Gemeinschaft konzipiert. Im Hinblick auf die hierin vorgesehene Bewertung der Umweltgefährlichkeit von "neuen Stoffen" sollen im Rahmen des Projektes neue Teststrategien und -methoden zur Abschätzung der Umweltwirkungen von Chemikalien erarbeitet und beschriebene verbessert, vereinfacht und standardisiert werden.

Das Umweltverhalten wird durch eine Vielzahl von Eigenschaften bestimmt. Die Arbeiten befassen sich daher mit einem breiten Spektrum von unter dem Begriff "Ökotoxikologie" subsumierten Verhaltensmustern. Diese reichen von der Toxizität, Abbaubarkeit/Persistenz und Akkumulation bis zur Verlagerung innerhalb und zwischen verschiedenen Umweltkompartimenten. Dementsprechend werden verschiedene Ausschnitte aus aquatischen und terrestrischen Lebensräumen sowie der Atmosphäre betrachtet. Innerhalb dieser Kompartimente werden biotische und abiotische Wechselwirkungen untereinander und zwischen Umweltchemikalien anhand verschiedener Testgrößen untersucht.

Mit den vielfältigen experimentellen Ansätzen sollen folgende Aufgaben gelöst werden:

- Entwicklung, Verbesserung, Vereinfachung und Standardisierung von Prüfverfahren,
- den Aussagewert einer Methode exakt abzugrenzen, da jede Methode nur einen Ausschnitt aus einem Verhaltensmuster simuliert,
- verschiedene, voneinander unabhängige Untersuchungsverfahren (zur Ermittlung derselben Eigenschaft) zu vergleichen,
- die ökologische Relevanz von Teststrategien und -methoden zu ermitteln.

Um eine bessere Vergleichbarkeit der Einzelvorhaben zu erreichen, wurden 1978 von einem ad-hoc Ausschuß des BMFT beim Projektträger 26 Referenzchemikalien (s. Tab. S. 4) ausgewählt (1). Zumindest thematisch aneinandergrenzende Vorhaben werden so durch Bearbeitung gleicher Chemikalien verbunden. Es wird erhofft:

- die im Hinblick auf die genannte Zielsetzung erforderliche Vergleichbarkeit der Vorhaben zu erreichen,
- einen Gesamtüberblick und vertiefte Informationen über das Verhalten einer Chemikalie zu gewinnen, indem man die Ergebnisse nach dem Prinzip von Testbatterien aneinanderreicht,
- Hinweise auf Zusammenhänge zwischen physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften und dem Verhalten von Chemikalien in der Umwelt zu erhalten,
- einen Beitrag zur Lösung der Probleme, die bei der Prüfung "neuer Chemikalien" nach dem Chemikaliengesetz und dessen Ausführungsverordnungen entstehen, zu leisten.

Die allgemeine Charakterisierung dieser 26 Referenzchemikalien, ihre umweltrelevanten Daten (Produktionsmenge, Mobilität, Persistenz, Akkumulation und Schadwirkung), ihr Vorkommen in der Umwelt, Angaben zur Analytik sowie eine Literaturübersicht finden sich in den Merkblättern über Referenzchemikalien der Projektträgerschaft Umweltchemikalien (2). Die Firma Riedel de Haen AG bietet unter dem Stichwort "OEKANAL-Referenzchemikalien" 21 dieser ausgewählten Standards mit hohem Reinheits-

grad an. Angaben über die Verunreinigungen sowie weitere Spezifikationen können über den Projektträger zur Verfügung gestellt werden.

Das Forschungsprogramm ist langfristig angelegt, es werden laufend neue Vorhaben in das Projekt aufgenommen. Daher erscheinen die Ergebnisberichte in unregelmäßiger Reihenfolge (3, 4). Der vorliegende Band 3 enthält die bis zum abgeschlossenen Arbeiten aus dem Themenbereich "Terrestrische Systeme".

Die Thematik und der Stand der noch laufenden Vorhaben ist dem jährlich vom Projektträger zusammengestellten Projektbericht zu entnehmen. Dieser enthält Kurzberichte der Themenbereiche "Aquatische Systeme", "Terrestrische Systeme", "Waldschäden", "Pflanzliche Zellkulturen und isolierte Pflanzenzellen", "Boden und Modellsysteme" und "Photochemischer Abbau".

Der einleitenden Finanzierungsübersicht sind Förderungszeitraum und Bewilligungssumme der abgeschlossenen Vorhaben zu entnehmen.

-
- (1) B. Scheele, Referenzchemikalien als Hilfsmittel zur Auswertung eines Forschungsprogrammes - Ziele und Kriterien für die Auswahl. Chemosphere 9, 293-309, 1980
 - (2) Battelle-Institut e.V., Merkblätter über Referenzchemikalien, 2. Auflage, Frankfurt, November 1982
 - (3) H.M. Biehl, F. Führ, K. Seibert (Hrsg.). Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien, Band 1; Aquatische Systeme 1978-1982, Jül-Spez-163, Juli 1982.
 - (4) F. Führ, H.M. Biehl, W. Thielert (Hrsg.). Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien, Band 2; Böden und Modellsysteme 1979-1983, Jül-Spez-224, Oktober 1983

Liste der als Referenzchemikalien ausgewählten
Substanzen

SYSTEMATISCHE BEZEICHNUNG	ABK. u. ANDERE CHEM. BEZEICHNUNG
Hexachlorbenzol	HCB, Perchlorbenzol
1.1.1-Trichlor-2.2-bis (4-chlorphenyl)-äthan	DDT, Dichlor-diphenyl-trichlor- äthan
1.1-Dichlor-2.2-bis (4-chlorphenyl)-äthan	DDD, Tetrachlordiphenyläthan
1.1-Dichlor-2.2-bis (4-chlorphenyl)-äthylen	DDE, 1,1-bis-(4-chlorphenyl)- äthan
Di-(2-äthylhexyl)-phthalat	DOP
Carbonyldiamid	Harnstoff
Perylen	
Fluoranthren	
Benzol	
Toluol	
Phenol	
2-Nitrophenol; 4-Nitrophenol	
Pentachlorphenol	PCP
Anilin	
p-Chloranilin	
Na-Dodekylbenzolsulfonat	LAS, Marlon A ^R ca. 12 Typen
Dichlorphenoxyessigsäure	2,4-D
Trichlorphenoxyessigsäure	2,4,5-T
2-Äthylamino-4-chlor-6- (2-propyl-amino)-1.3.5-triazin	Atrazin
HgCl ₂	
Methanol	
Äthylacetat	
Trichloräthylen	
Äthylen	
1,2,4-Trichlorbenzol	

3.1 Finanzübersicht

KENN- ZEICHEN	DURCHFÜHRENDE STELLE VORHABENLEITER	THEMA	FÖRDERSUMME IN TDM JAHR GESAMT	LAUFZEIT
O3 7259	Universität Saarbrücken P. MÜLLER	Möglichkeiten zur Erfassung syn- ökologischer Wirkungen	1979: 18,4 18,4	01.10.79 - 31.12.79
O3 7245	Battelle-Institut e.V. K. DUMPERT	Literaturstudie über die ökolo- gische Bedeutung tierischer Bo- denorganismen und die ökotoxiko- logische Bewertung von Umwelt- chemikalien	1979: 148,5 198,0 1980: 49,5	01.05.79 - 30.04.80
O3 7206	Universität Göttingen H. ELLENBERG	Standardmodelle und Bezugsflächen von Landökosystemen zum Testen chemischer Belastungen an kon- kurrierenden Pflanzen und Nah- rungsketten	1979: 246,3 1287,4 1980: 709,0 1981: 107,3 1982: 183,6 1983: 41,2	01.05.79 - 31.03.83
O3 7247	Universität Göttingen W. ZIECHMANN	Rückstandsanalyse organischer Verbindungen in terrestrischen Modellökosystemen	1979: 94,9 487,2 1980: 111,9 1981: 109,7 1982: 140,1 1983: 30,6	01.06.79 - 31.03.83
O3 7208	Universität Essen R. GUDERIAN	Untersuchungen zur Ermittlung von Wirkungen komplexer Immis- sionstypen auf einzelne Kompar- timente terrestrischer Ökosysteme	1979: 45,5 458,5 1980: 182,5 1981: 140,5 1982: 90,0	01.07.79 - 31.12.82

KENN- ZEICHEN	DURCHFÜHRENDE STELLE VORHABENLEITER	THEMA	FÖRDERSUMME IN TDM JAHR GESAMT		LAUFZEIT
O3 7243	Universität Bonn W. KLOFT/W. KNEITZ	Modelluntersuchungen zum Biozid- abbau und Bodenorganismen als Testobjekte	1979: 183,0 1980: 149,9 1981: 173,8 1982: 157,2	663,9	01.01.79 - 31.12.82
O3 7222	Universität Hohenheim U. ARNDT	Verhalten und Verbleib von Phthalsäureestern in einem ter- restrischen Ökosystemmodell	1979: 116,4 1980: 117,8 1981: 90,5	324,7	01.01.79 - 31.12.81
O3 7216 O3 7264	T. U. München K. RANFFT	Prüfung des Keimpflanzentests nach NEUBAUER im Hinblick auf seine Eignung als Biotestmethode zur Ermittlung der Schadstoffbe- lastung von Böden	1979: 51,1 1980: 108,4 1981: 60,7	220,2	01.02.79 - 30.06.81
O3 7273	Landwirtschaftskammer Hannover W. KÖSTER	Untersuchungen über die Pflan- zenverfügbarkeit von Schwerme- tallen aus schwermetallreichen Grünlandböden	1979: 25,9 1980: 19,2 1981: 45,9 1982: 57,4	148,4	01.01.79 - 31.12.82
O3 7213	Universität Göttingen W. ZIECHMANN	Bindung von Herbiziden der s- Triazinreihe durch Huminstoff- systeme des Bodens	1979: 28,9 1980: 66,7 1981: 32,2	127,8	01.08.79 - 31.07.81

KENN- ZEICHEN	DURCHFÜHRENDE STELLE VORHABENLEITER	THEMA	FÖRDERSUMME IN TDM JAHR	IN TDM GESAMT	LAUFZEIT
03 7204	Universität Bonn W. DRESCHER	Wirkung von Pflanzensekreten mit systemischen Pflanzenbehandlungs- mitteln auf Nutzinsekten	1979: 67,2 1980: 47,9	115,1	01.01.79 - 31.08.81
03 7214	Universität Hannover G. SCHMIDT	Untersuchungen zum Einsatz von Feldheuschrecken zur ökotoxikolo- gischen Bewertung von Chemikalien im Boden	1979: 54,0 1980: 63,3 1981: 76,9	194,2	01.01.79 - 31.12.81
03 7217	Kyberna GmbH Bensheim VOM HAGEN	Entwicklung eines Langzeit-Stoff- wechselmeßsystems für Untersu- chungen auf der zellulären Ebene und auf der Ebene landlebender Kleintiere	1979: 103,55 1980: 142,0 1981: 3,0	248,55	01.05.79 - 30.04.81

3.2 Thematische Übersicht

Kenn- zeichen	Problemstellung	(Referenz-) chemikalien	Seite
03 7259	Erfassung synökologischer Wirkungen durch ein Überwachungssystem aus Monitoring-Programm und Nahrungskettenanalysen	Pb, Cd, Zn	11
03 7245	Ökologische Bedeutung der Bodenfauna; mechanische, chemische und biologische Einflüsse der Bodenorganismen; Indikator- und Testorganismen für die Ökotoxikologie		23
03 7206	Vergleich eines Wiesen-Modell-Ökosystems mit Bezugsflächen im Freiland nach Chemikalienapplikation	Atrazin, PCP, HCB, 2,4-D, p-Chloranilin	36
03 7247	Entwicklung von Nachweismethoden und analytische Bestimmung von Umweltchemikalien in biologischen Matrices des Wiesenökosystems	Atrazin, PCP, HCB, p-Chloranilin	88
03 7208	Modellwiesenökosystem: Einfluß von Chemikalien auf Konkurrenz und Biomasseproduktion einer Pflanzengemeinschaft	Äthylen, SO ₂ , Methanol	107

Kenn- zeichen	Problemstellung	(Referenz-) chemikalien	Seite
O3 7243	Analyse der "Istsituation" des Weinbergökosystems mit Schwerpunkt edaphischer Bodentiergruppen. Exemplarische Untersuchung der edaphisch bedingten Chemikaliendispersion, Akkumulation und Toxizität im Weinberg verwendeter Stoffe mit Lumbriziden	Ca, Atrazin, DDT	125
O3 7222	Entwicklung und Erprobung eines Agrar-Modellökosystems in Lysimetern zur Testung aerosolförmiger Chemikalien	DOP (DEHP)	140
O3 7216 O3 7264	Eignung des Keimpflanzen- tests nach NEUBAUER als Biotest zur Bestimmung der Schadstoffbelastung von Böden	Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Amitrol, Atrazin, Benomyl, 2,4-D HCB, Linoron, HgCl ₂ DDT, DOP, p-Chloranilin, PCP, Trichloracetat, LAS, KClO ₃	160
O3 7223	Eignungsprüfung verschiedener Extraktionsmethoden unter Berücksichtigung weiterer Bodenfaktoren zur optimalen Prognose der Vegetationsbelastung durch Schwermetalle in gegen Schwermetall belasteten Böden. Dekontaminationsversuche	Zn, Cd, Pb, Cu	193

Kenn- zeichen	Problemstellung	(Referenz-) chemikalien	Seite
03 7213	Ermittlung der Adsorption von Chemikalien an Böden in Abhängigkeit des Gehaltes an organisch gebundenem Kohlenstoff	HCB, DDD, Paraquat, Promethryn, Prometon, Atrazin, Phenol, 2,4-D, PCP, Anilin, p-Chloranilin	238
03 7204	Entwicklung einer Prüfmethode zur Pflanzensekret-Kontamination durch systemisch wirkende Pflanzenbehandlungsmittel auf Honigbienen	Acephat, DSM, LAS, Dimethoat, Methonyl, Propoxur	256
03 7214	Heuschrecken als Testobjekte zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien im Boden. Labor- und Freilandversuche	HgCl ₂ , Harnstoff, Phenol, Atrazin, DDD, Perylen, Methanol, Äthylacetat	272
03 7217	Automatisches Untersuchungs- und Auswertungsverfahren für Kurz- und Langzeituntersuchungen des Gas- und Energiestoffwechsels und Mobilität in Abhängigkeit von Temperatur, Feuchte, Druck und Luftzusammensetzung von landlebenden Kleintieren		298

BUNDESMINISTER FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE

Forschungsbericht

Möglichkeiten zur Erfassung synökologischer
Wirkungen

Von

Prof. Dr. Paul MÜLLER

Lehrstuhl für Biogeographie der Universität des
Saarlandes, 6600 Saarbrücken

Mai 1981

MÖGLICHKEITEN ZUR ERFASSUNG SYNÖKOLOGISCHER WIRKUNGEN
(POSSIBILITIES OF SURVEYING SYNECOLOGICAL EFFECTS)

ZUSAMMENFASSUNG

Die ökologischen Folgewirkungen energie- und wirtschaftspolitischer Entscheidungen lassen sich mit dem bisherigen rechtlichen, medizinischen und toxikologischen Instrumentarium keineswegs ausreichend bestimmen. Nach Erprobung unterschiedlicher ökologischer Kontrollmethoden wird ein Überwachungssystem vorgeschlagen, das sich am gleichen Standort aus einem Experimentellen Monitoring-Programm (incl. Effect- and Trend-Monitoring) und Nahrungsketten-Analysen ausgewählter Organismen zusammensetzt. Monitoring-Programme dienen dabei der Standardisierung einzelner Ökosystem-Kompartimente (z.B. Exposition genetisch vergleichbarer *Hypogymnia physodes*, *Lolium multiflorum* oder *Populus nigra* zur Definition der Luftbelastung), während Nahrungskettenanalysen Verbleib, Abbau, Metabolisierung und Wirkung bestimmter Umweltchemikalien in freilebenden Organismen der Ökosysteme aufhellen müssen. Für Saarbrücken (FRG), Porto Alegre (Brasilien) und Nord-Kamerun werden Erfahrungen bei der Überwachung von Immissionen unterschiedlicher Herkunft mitgeteilt.

SUMMARY

The ecological effects and consequences of decisions of energy and economic policies can by no means be adequately assessed with the legal, medical and toxicological means and measures so far in use. After testing different ecological control methods, a screening system is suggested which consists of an experimental monitoring programme (including effect and trend monitoring) and the analyses of food chains of selected organisms at the same site. In this context, the monitoring programmes serve to standardize individual components of the

ecosystem (e.g. exposure of genetically comparable *Hypogymnia physodes*, *Lolium multiflorum* or *Populus nigra* for the assessment of air pollution), whereas food chain analyses are used to elucidate the accumulation, degradation, metabolism and effects of certain environmental chemicals in significant free-living organisms of the ecosystems. Experiences gathered in screening immission from different sources in Saarbrücken (FRG), Porto Alegre (Brazil) and North Cameroun are presented.

ENERGIEPOLITIK UND UMWELTBEWERTUNG

Energie- und wirtschaftspolitische Entscheidungen bestimmen Belastung ökologischer Systeme und die Gesundheit des Menschen. Deshalb muß Ökosystemforschung klären

- ob und warum unsere "Lebensform" krank macht,
- welche Folgewirkungen unser Tun auf die Umweltqualität der Städte und auf andere Ökosysteme hat,
- welche Rückwirkungen auf menschliche Populationen zu erwarten sind und
- ob es z.B. möglich ist, aus den Reaktionen der uns umgebenden ökologischen Systeme rechtzeitig die Risiken für unser eigenes Leben abzuleiten (MÜLLER, 1980).

Die entscheidenden Fragen lauten deshalb:

1. Reicht unser Wissen aus, um chemisch-physikalische Prozesse weltweit richtig zu gewichten?
2. Sind autökologische und toxikologische Analysen eine solide Grundlage für eine Risiko-Abschätzung z.B. bei Standortentscheidungen?

Die Diskussion um die klimaverändernde Wirkung steigender CO₂-Konzentrationen oder die Bedeutung der Fluoromethane verdeutlicht, daß wir weit davon entfernt sind, Frage 1 unmißverständlich mit ja zu beantworten. Dabei ist die Datenlage keineswegs schlecht. Was m.E. fehlt, ist eine Gruppe von Wissenschaftlern, die statt von Forschungsprojekt zu Forschungsprojekt

jagen zu müssen, konzeptionelle Denkarbeit leistet. Wirkliche Prioritätenfestsetzungen fehlen deshalb auch im europäischen, amerikanischen oder japanischen Umweltschutzbereich.

Der Zufall des politischen Alltagsgeschäftes und nicht ökologische Einsicht bestimmt welche Substanz "In" sein wird.

Autökologische und toxikologische Grundlagenforschungen haben wesentliche Erkenntnisse geliefert. Insbesondere die Prüfverfahren z.B. des Chemikaliengesetzes der Bundesrepublik Deutschland (vgl. auch Richtlinie 79/831 EWG des Rates vom 18.9.1979) basieren auf Ergebnissen, die in ökophysiologischen und toxikologischen Labors gewonnen wurden. Alle neu auf den Markt kommenden Stoffe werden gemäß dem Chemikalienprüfprogramm der OECD (14.3.1980) auf ihre physikalisch-chemischen Eigenschaften (u.a. Wasser-Oktanol-Verteilungsquotient, Komplexbildungsfähigkeit) und ihre biologischen Wirkungen getestet (u.a. akute und subakute Toxizität, Mutagenität, Cancerogenität, Teratogenität). Jede ab 1982 neu eingeführte Substanz muß zahlreiche toxikologische Prüfungen durchlaufen. Für einen Ökologen ist es erschreckend zugeben zu müssen, daß wir derzeit keine besseren Tests besitzen, um die Umweltauswirkungen energie- und wirtschaftspolitischer Entscheidungen bewerten zu können. Auch unser deutsches Gesetzgebungswerk, das sicherlich vorbildlich ist, kann die Lücken in den Bewertungsgrundlagen nicht schließen. Die anhaltenden Diskussionen um die Novellierung des Bundesimmissionsschutzgesetzes und der TA-Luft sind ein schlagender Beweis für diese Feststellung.

SYNÖKOLOGISCHE BEWERTUNGSVERFAHREN

Was bisher fehlt, sind standardisierte Verfahren zur Einschätzung ökosystemarer Wirkungen von Umweltchemikalien. Im Gegensatz zu autökologischen Analysen (Einzelkomponenten-Analysen) versuchen synökologische die ökosystemaren Folgewirkungen einzelner Stoffe oder komplizierter Stoffgemische aufzuklären. Wirkungsweise, Abbau oder Akkumulation der meisten Umweltchemikalien werden nicht nur beeinflusst von abiotischen Fak-

toren sondern naturgemäß von der biologischen Matrix (vgl. u.a. CLEMMESSEN und HJALGRIM-JENSEN, 1981, MORTON und LEWIS, 1980, MÜLLER, 1979, 1980, 1981).

Tab. 1: Pb- und Cd-Konzentrationen in juvenilen und adulten *Accipiter gentilis* Weibchen aus dem Saarland (1981) in verschiedenen Organen (mg/kg/dry matter)

<u>Muskelgewebe</u>		<u>Gehirn</u>
juvenil	Pb 0,10	0,11
	Cd 0,007	-
adult	Pb 0,43	0,40
	Cd 0,014	0,002

Je diverser (zum Problem der Diversität vgl. MÜLLER 1981) eine Lebensgemeinschaft ist, umso größer ist die Unsicherheit mit der z.B. die Folgewirkung der Applikation eines Insektizids vorausgesagt werden können (vgl. KOHLI et al., 1973, MÜLLER et al., 1979, MÜLLER, NAGEL und FLACKE, 1980). Die Komplexität einzelner Ökosystemkompartimente (z.B. der Boden) vergrößert diese Unsicherheit, so daß wir davon ausgehen müssen, daß ein einfacher Transfer von Laborergebnissen auf Freilandverhältnisse immer zu unrealistischen Vorstellungen führen muß. Zur Schließung dieser Kenntnislücken konzentrieren sich in den USA, Japan, Europa und den UDSSR (vgl. u.a. ORD-Programme; EPA-Studien; MAB-Projekte) synökologische Untersuchungen insbesondere auf die Simulation von Stoff- und Energiekreisläufen in naturnahen Ökosystemen und auf die Analyse manipulierbarer, künstlicher Ökosysteme. In letzteren wird versucht, die Komplexität von Freilandbedingungen "nachzuahmen", ohne dabei in allen Fällen zu bemerken, daß auch durch Modell-Ökosysteme die grundsätzlichen Transferprobleme Labor-Freiland nicht ausgeschaltet werden können.

In Modell-Systemen lassen sich kurze Nahrungsketten (3-7 Arten), Sediment-Biota oder Sediment-Wasserkörper-Korrelationen im allgemeinen gut nachvollziehen (vgl. u.a. PO-YOUNG et al., 1975, METCALF, 1977, RAO, 1978, HILL und WRIGHT, 1978, BROWN, 1978, RATCLIFE, 1978).

Umfassende Erfahrungen liegen vor aus Großbritannien, den USA, Japan, den UDSSR und Australien. Die Modell-Ansätze mit "Vergleichskammern" und komplexen Biozönosen befinden sich in der Bundesrepublik Deutschland in Parallelentwicklung. Aber auch diese Testverfahren können nicht verschleiern, daß wir nur weiterkommen in der Bewertung von Umweltnoxen

- durch die Entwicklung standardisierter Kontrollverfahren für Biosysteme im Freiland,
- durch die Entwicklung reproduzierbarer Tests an naturnahen Ökosystemen nach Applikation definierter Substanzen,
- durch die Erstellung und Kontrolle von Wirkungs- und Trendkatastern (Experimentelles Monitoring) und
- durch Nahrungsketten- und Populationsanalysen im Freiland.

Reaktionen von Organismen, Populationen, Arealssystemen (MÜLLER 1979) und Biozönosen können flächendeckend kontrolliert werden (vgl. u.a. "Kartierung der Pflanzen Mitteleuropas"; "Erfassung der westpalaearktischen Organismen"). In ökologischen Langzeitprogrammen wird selbst das Verhalten komplexer Ökosysteme als Indikator für Veränderungen der menschlichen Umwelt bewertet (vgl. u.a. für die Bundesrepublik Deutschland MAB-Studie von ELLENBERG, FRÄNZLE und MÜLLER, 1978; für die USA die NSF-Studie 1979). Von zahlreichen Pflanzen- und Tierarten liegen Rückstandsanalysen aus Freilandpopulationen vor (u.a. OECD-Programme; vgl. BLAU und NEELY, 1976, BROWN, 1978, GISH und CHRISTENSEN, 1973, KHAN, 1977, MURPHY und STRASSMAN, 1978, MATSUMURA, 1977, METCALF, 1977, MÜLLER, 1979, PO-YOUNG et al., 1975, RAO, 1978). Ihre Interpretation ist ohne Kenntnis ökologischer Daten (u.a. Beutetiere, Habitatgröße, Nahrungsketten) häufig sinnlos.

EXPERIMENTELLES MONITORING

Insbesondere die Kombination von Nahrungskettenanalysen mit dem experimentellen Monitoring erscheint dabei als Risiko-Indikation erfolgversprechend. Experimentelles Monitoring besitzt die Aufgabe, das Raum-Zeit-Verhalten ökologisch wirksamer Faktoren und ökologischer Elemente für die Umweltbewertung nutzbar zu machen. Im Rahmen des experimentellen Monitoring sollen Wirkungskataster durch Einsatz empfindlicher Organismen Rückschlüsse auf die standortbezogenen relative Toxizität eines Schadstoffes oder Schadstoffgemisches ermöglichen. Trendkataster legen die Akkumulation von Schadstoffen in exponierten oder freilebenden Biosystemen in der Zeit fest. Für Trendkataster eignen sich deshalb am besten weniger empfindliche Organismen, die allerdings als Fangsubstrate einen repräsentativen Anteil der im Raum vorhandenen Substanzen zu speichern vermögen. Wirkungskataster im Sinne des Flechtenkatasters erlauben nur Aussagen über die ökotoxikologischen Wirkungen eines z.B. komplexen Immissionstyps.

Eine Elimination eines spezifischen Schadfaktors ist im allgemeinen erst durch eine gleichzeitige Kombination von Wirkungs- und Trendkatastern an einem Standort möglich. Für den Aufbau von standardisierten Trend-Katastern eignen sich nur Akkumulationsindikatoren (vgl. u.a. Graskulturverfahren mit *Lolium multiflorum*). Die Analyse der Inhaltsstoffe in den Exponaten erlaubt im allgemeinen Rückschlüsse auf die an einer Schadwirkung bei empfindlicheren Arten (gleicher Standort) beteiligten Stoffe. Auch der Transfer auf menschliche Populationen wird flächenbezogen möglich (vor allem, wenn es Nahrungsmittel-Arten sind), und ein Bezug zur Belastung von Freilandpopulationen kann hergestellt werden.

Für Trendkataster eignen sich naturgemäß nur solche Substanzen, die durch große Persistenz und Bioakkumulation ausgezeichnet sind sowie chronisch-toxisch wirken können.

Gegenwärtig werden Vielarten-Kataster erprobt, die bei gleichzeitiger Exposition ökologisch z.T. unterschiedlicher Tiere und Pflanzen über ein multiples Reaktionsspektrum tiefere Einsichten in komplexere Immissionstypen anstreben. Die art- und z.T. geschlechtsspezifisch unterschiedliche Stoffaufnahme (z.B. Schwermetalle, DDT, PCB, PAH) wird als Ausdruck der relativen Belastung eines Standortes zum Zeitpunkt der Messung verstanden. Praktische Erfahrungen liegen u.a. bei folgenden Pflanzen- und Tierarten aus dem Saarbrücker Raum vor:

Lolium multiflorum, *Sambucus nigra*, *Brassica oleracea*, *Plantago major*, *Taraxacum officinale*, *Picea omorica*, *Populus nigra*, *Aesculus*, *Plantanus*, *Hypnum cupressiforme*, *Sphagnum* ssp., *Vulpes vulpes*, *Turdus merula*, *Dreissena polymorpha*, *Physa acuta*, *Lumbricus* ssp., *Lacerta agilis*, *L. vivipara*, *L. muralis*, *Apis*, Carabiden.

Mit *Populus nigra* "Italica" hat mein Mitarbeiter WAGNER einen flächendeckenden Kataster für die Bundesrepublik Deutschland aufgebaut.

Tab. 2: Heavy metal concentrations in leaves of *Populus nigra* "Italica" Aug. 1979 (conc. in mg/kg dry matter)

Location	Cd	Pb	Zn
Oker (north. Harz)	37.1	42.9	976
Essen, municipal forest	3.84	18.7	212
Stolberg east	14.5	51.1	812
Saarbrücken-Burbach	0.88	8.5	172
" -Fh. Neuhaus	1.25	5.4	364
Luxembourg west	0.34	3.5	98
Failly (Lorraine, France)	0.59	3.0	119
Braunstein (Palatinate Forest)	0.54	2.6	154
Mössingen (Swabian Alb)	1.00	1.6	199

Tab. 3: Heavy metal contents of plants and soil
(Saarbrücken, Ev. Hospital) (conc. in mg/kg dry m.)

Samples	Cd	Pb	Zn
Poplar leaves 1979	1.06	3.18	185
Poplar (act. mon.) '80	0.79	4.60	117
Parsley '80	1.14	2.61	89
Chives '80	1.35	1.36	49
Urtica urens '80	0.50	2.47	101
Soil '79			
A _{ph} 0-20 cm	0.41	1339	185
A _{h2} 20-40 cm	0.61	254	346
B _v 40-60 cm	0.73	284	366

Solche Kataster sind flächenbezogene Biotests mit exponierten Organismen. Sie geben Auskunft über die relative Gefährdung der exponierten Substrate in den analysierten Räumen und ermöglichen Aussagen über die Belastung einzelner Ökosystem-Kompartimente. Wirkungs- und Trendkataster mit exponierten Tieren wurden erst in den letzten Jahren entwickelt. Im Vordergrund standen dabei aquatische Organismen (vgl. Final Draft Document of the "International Workshop on Monitoring Environmental Materials and Specimens", 23.-28. Oktober 1978, Berlin), Nutztiere und terrestrische Invertebraten (MÜLLER, 1978, 1979). Für die eingesetzten Arten müssen Labortests und ihre Ausbringung unter standardisierten Bedingungen im Freiland möglich sein.

NAHRUNGSNETZ-KONTROLLE ALS BEWERTUNGSTRUMENT

Integratoren für die Belastung von Räumen und Ökosystemen sind die in Nahrungsnetzen verknüpften Populationen und Substrate. Für "kurze" Nahrungsketten, die repräsentativ für verschiedene Räume der Bundesrepublik Deutschland sein müssen (d.h. darin involvierte Arten müssen sowohl in Kiel als auch in München vorkommen und verfügbar sein), sind kontinuierliche Analysen machbar und z.T. bereits flächendeckend für einzelne Städte und deren Umland aus der Erprobungsphase heraus; für

komplexere Nahrungsnetze können sie jedoch nur via einer kontinuierlichen Ökosystemanalyse und -überwachung sinnvoll durchgeführt werden.

Nach mehrjährigen z.T. auch negativen Erfahrungen und nach ausführlicher Diskussion mit nordamerikanischen Kollegen (US-Workshop in Washington 1978); hat meine Arbeitsgruppe für Deutschland "Nahrungsnetzarten" zusammengestellt und im Saarland mit kontinuierlichen Populations- und Rückstandsanalysen begonnen. Dabei hat sich gezeigt, daß insbesondere die am gleichen Standort durchgeführten Analysen von Bodentyp (verschiedenen Pflanzenarten), Regenwürmern (verschiedene Genera), Laufkäfern (Carabidae), Amseln (*Turdus merula*), Insektenfressern (*Sorex*), Honigbienen (*Apis*) und Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) bei Kenntnis der ökologischen Variablen zu flächenbezogen verwertbaren Ergebnissen führen.

Die Kontrolle der "Nahrungsnetzarten" setzt ein eingespieltes, hochqualifiziertes Team voraus, das straff organisiert aufeinander zuarbeiten muß. Nur so ist die Reproduzierbarkeit der Vernetzungsgrößen und der Belastungsparameter in einer sich ständig verändernden Umwelt möglich. Die uns in diesem Bereich noch fehlenden Grundlagenkenntnisse können nicht durch noch so pfiffig durchdachte Planungsmodelle herbeigezaubert werden. Kontrolle von Nahrungsnetzarten bedeutet Analyse z.B. aller Beutetiere und der über sie aufgenommenen Stoffe (Tab. 4).

Tab. 4: Pb- und Cd-Rückstände (mg/kg TS) in *Lacerta muralis* und ihren Beutetieren an zwei Standorten in Saarbrücken 1979.

Saarbrücken (Grube Jägersfreude)			Pb	CD
<i>Lacerta muralis</i>	27 males	8.02	(2.55-31.03)	1.73 (0.36-7.73)
	15 females	4.61	(1.89-7.99)	0.47 (0.25-0.75)
Beutetiere	Coleoptera	2.35		1.25
	Isopoda	43.45		11.87
	Araneida	12.70		1.33
	Myriapoda	20.52		4.24
	Oligochaeta	75.32		13.92

Saarbrücken (Hauptbahnhof)

	Pb	CD
Lacerta muralis 8 males	23.0 (6.39-40.44)	1.52 (0.45-2.72)
4 females	18.82(9.48-18.67)	0.64 (0.41-0.85)
Coleoptera	2.72	1.33
Isopoda	61.34	14.05
Araneida	17.53	5.50
Myriapoda	40.91	10.52
Oligochaeta	77.56	26.73

Solche Analysen erlauben, wenn sie durch Populationskontrollen im Freiland begleitet werden, eine stramme Korrelation zwischen Substraten, Beutetieren, Räubern und anderen Ökosystemkompartimenten (u.a. Boden, Wasser, Luft). Wie wir im Rahmen von Insektizid-Kontrollen im tropischen Afrika zeigen konnten, sind dabei auch betroffene menschliche Populationen am Standort begrenzt mit einzubeziehen. Das gilt auch für den Verdichtungsraum von Saarbrücken (Korrelation PAH's in Bodentieren und Bronchialkarzinomen).

Die umweltverändernden Wirkungen unserer Energie- und Wirtschaftspolitik lassen sich m.E. nur durch die Einrichtung von Daueruntersuchungsflächen (weltweites Netz), auf denen experimentelle Monitoring-Programme und Nahrungsnetzanalysen kontinuierlich durchgeführt werden, abschätzen.

LITERATUR

- Blau, H. und W. Neely (1976). Adv. Ecol. Res. 9, 133-163.
Brown, A. (1978). Ecology of Pesticides. John Wiley, New York.
Clemmesen, J. und S. Hjalgrim-Jensen (1981). Ecotoxicology and Environmental Safety 5, 15-23.
Ellenberg, H., O. Fränzle und P. Müller (1978). Ökosystemforschung im Hinblick auf Umweltpolitik und Entwicklungsplanung. BMI, Bonn.
Gish, C. und R. Christensen (1973). Environ. Sci. Technol. 7, 1060-1062.
Hill, I. und S. Wright (1978). Pesticide Microbiology. Acad. Press, New York.
Kohli, J., I. Weisgerber, W. Klein und F. Korte (1973). Chemosphere 4, 153-156.

- Müller, P. (1977). Belastbarkeit von Ökosystemen. Energie und Umwelt, Düsseldorf.
- Müller, P. (1978). Urbane Ökosysteme. BMI, 1-303, Bonn.
- Müller, P. (1979). Basic ecological concepts and urban ecological systems. Biogeographica 15, 209-223.
- Müller, P. (1980). Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1980, 57-77, Stuttgart.
- Müller, P. (1980). Biogeographie. UTB, Stuttgart.
- Müller, P. (1981). Arealssysteme und Biogeographie. Ulmer, Stuttgart.
- Müller, P., P. Nagel und W. Flacke (1980). Ökosystemare Wirkungen einer Dieldrin-Applikation im Rahmen der Tsetsefliegen-Bekämpfung im Hochland von Ada,aoua, Kamerun. GTZ-Mitt. 1-196, Eschborn.
- Müller, W., G. Nohynek, F. Korte und F. Coulston (1979). Z. Naturforsch. 34C, 340-345.
- Matsumura, F. (1977). Absorption, Accumulation and Elimination of Pesticides by Aquatic Organisms. Plenum, New York.
- Metcalf, R. (1977). Model Ecosystem Studies of Bioconcentration and Biodegradation of Pesticides. Plenum, New York.
- Morton, M. und R.A. Lewis (1980). Annual changes in blood parameters, organ weights, and total body lipid in *Peromyscus maniculatus* and *Microtus ochrogaster* from a Prairie environment. J. interdiscipl. Cycle Res. 11 (3) 209-218.
- Po-Young, L., R. Metcalf, L. Furman, R. Vogel and J. Hasset (1975). J. Environm. Qual. 4, 147-163.
- Rao, K.R. (1978). Pentachlorophenol. Plenum, New York.
- Wagner, G. (1981). Monitoring of airborne Heavy Metal pollution using selected accumulation indicators. Intern. Conf. Heavy Metals in the Environment, Amsterdam.

Bundesminister für Forschung und Technologie

Forschungsbericht (03 7245)

Literaturstudie über die ökologische Bedeutung tierischer
Bodenorganismen und die ökotoxikologische Bewertung von
Umweltchemikalien

von

Dr. K. Dumpert

Battelle-Institut e.V., Frankfurt/Main

Februar 1981

Zusammenfassung

Der vorliegende "Endbericht" stellt die Zusammenfassung einer weit ausführlicheren Literaturstudie dar, in der die wesentlichen Punkte des derzeitigen Kenntnisstandes über die ökologische Bedeutung tierischer Bodenorganismen und die ökotoxikologische Bewertung von Umweltchemikalien dargestellt sind. Im einzelnen werden die mechanischen Einflüsse der verschiedenen Bodentiergruppen (mechanische Durchmischung des Erdreichs und mechanische Zerkleinerung des Bestandesabfalls), die chemischen und die biologischen Einflüsse der Bodentiere behandelt. Zudem werden erste systemtheoretische Ansätze zur Beurteilung der ökologischen Bedeutung der Bodenfauna dargestellt. Bei der ökotoxikologischen Bewertung von Umweltchemikalien werden Umweltchemikalien im eigentlichen Sinne von Herbiziden, Insektiziden und Fungiziden unterschieden. Gesondert behandelt wird die Frage nach Indikator- und Testorganismen. Eine Zusammenfassung wichtiger Erkenntnislücken schließt die Studie ab, für die etwa 550 Publikationen ausgewertet wurden.

Summary

The present "final report" is a summary of a more detailed literature study which covers the present state of knowledge concerning the ecological significance of the soil animals and the ecotoxicological valuation of environmental chemicals. The mechanical influences of the various groups of soil animals (mechanical mingeling of the soil layers and mechanical breakdown of organic matter) are presented in detail, together with their chemical and biological influences on the soil. In addition the results of initial ecological complex research in ecosystems are discussed; this was conducted in order to understand the ecological significance of the soil fauna. In the ecotoxicological valuation of environmental chemicals, these chemicals are distinguished from herbicides, insecticides and fungicides. The question of indicator and test organisms is dealt with separately. A compilation of essential gaps in our knowledge completes the literature study for which about 550 publications were analysed.

1. Einleitung

Unter Bodenorganismen faßt man alle Lebewesen zusammen, die ihr gesamtes Leben oder einen großen Teil davon im Boden zubringen. Die Anzahl dieser Bodenorganismen kann unter günstigen Bedingungen über 10^9 Indiv./m² liegen. Der Anteil der Bodentiere liegt bei 36%, bezogen auf die Masse der Bodenorganismen (g/m²).

Dieser tierische Anteil der Bodenorganismen stellt eine außerordentlich heterogene Gruppe von Organismen dar. Die kleinsten Bodentiere, die zur Mikrofauna gehören, erreichen nur Längen von weniger als 100 µm und umfassen hauptsächlich kleinere Nematoden, Planarien, Rotatorien und Tardigraden. Zur Megafauna zählen im wesentlichen Milben, Collembolen, größere Nematoden und zudem weitere arten- und individuenärmere Gruppen, deren Körper in aller Regel eine Länge von 2mm nicht wesentlich übersteigt. Zur Macrofauna gehören Enchytraeen, Mariapoden mit Chilopoden, Diplopoden und Symphyliden, kleinere Regenwurmart, Fliegenlarven und kleinen Schneckenarten. Die Megafauna schließlich wird von den größeren Regenwurm- und Schneckenarten und von bodenbewohnenden Vertebraten wie Mäusen und Maulwürfen gebildet.

Die Bedeutung der tierischen Bodenorganismen bei der Streuzersetzung hat Kurceva (1964) anschaulich demonstriert. In einem Eichenwald im Schwarzerdegebiet bei Kursk, in dem Lumbricus terrestris, Dendrobaena octaedra, Enchytraeen, Diplopoden, Asseln und verschiedene Insektenlarven vertreten sind, wurden die Bodentiere mit Naphthalin aus begrenzten Parzellen vertrieben, während die Mikrobentätigkeit nur unwesentlich beeinflusst wurde. Die Gesamtzersetzung wurde mit unbehandelten Flächen verglichen, wobei sich zeigte, daß die Zersetzungsgeschwindigkeit in feuchten Jahren um den Faktor 6, in trockenen Jahren um den Faktor 3 gegenüber den Kontrollen verlangsamt war. Dieser Versuch macht deutlich, daß der tierischen Bodenfauna insgesamt eine außerordentlich große Bedeutung bei der Streuzersetzung zukommt. Darüberhinaus kennt man aus weiteren Publikationen noch andere ökologische Effekte der Bodenfauna, die für die Bodenbildung und die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit von großer Bedeutung sind. In einer zusammenfassenden Arbeit sollte die ökologische Bedeutung der

Bodenfauna insgesamt und der wichtigsten Bodentiergruppen im einzelnen anhand der vorhandenen Literatur dargestellt und darüber hinaus aufgezeigt werden, in wieweit die tierischen Bodenorganismen durch Umweltchemikalien gefährdet sind. Bei dieser Darstellung und Analyse der wesentlichen Forschungsergebnisse sollten auch gravierende Erkenntnislücken herausgearbeitet werden.*

2. Methodisches Vorgehen

Bei der Erarbeitung der Literaturstudie ging es zunächst um das Zusammentragen und Auswerten der vorliegenden Literatur und dann um die Diskussion der Ergebnisse.

Das Zusammentragen der Literatur erfolgte auf dreifache Weise: Zunächst wurden Literaturrecherchen an insgesamt drei Zentralstellen für Dokumentation vergeben: Senckenberg-Institut in Frankfurt, Dokumentationsschwerpunkt Bodenkunde, Bodenerhaltung und Pflanzenernährung in der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft in Braunschweig-Völkenrode und Zentralstelle für Agrardokumentation und -information bei der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie in Bonn - Bad Godesberg. Als nächstes wurden grundlegende zusammenfassende Arbeiten (z.B. Müller, 1965; Edwards u. Thompson, 1973; Drift u. Eijsackers, 1976), Tagungsberichte (Murphy, 1962, Doeksen u. Drift, 1963; Graff u. Satchell, 1967; Vanek, 1975; Lohm u. Persson, 1977) und Zeitschriftenbände (Pedobiologia, Oikos, Rev. Oecol. et Biol. du Sol, J. Animal Ecology, Canad. J. Zool., J. Agric. Res.) durchgesehen und ausgewertet. Als drittes schließlich wurde bei den Battelle Columbus Laboratories in Columbus/Ohio (USA) und bei etwa 20 Autoren schriftlich angefragt und um Literaturangaben bzw. um Sonderdrucke ihrer Arbeiten gebeten.

Die Diskussion der Ergebnisse erfolgte sowohl innerhalb des Battelle-Instituts mit Wissenschaftlern verschiedener Fachrichtungen (Zoologen, Botaniker, Chemiker, Systemtheoretiker) als

* Die vollständige Literaturstudie liegt seit Juni 1980 als Battelle-Bericht (155 S.) vor. Die vorliegende Arbeit ist eine Zusammenfassung dieses Berichts.

auch außerhalb des Instituts mit insgesamt etwa 10 Bodenzoologen, die im Verlauf der Untersuchungen aufgesucht wurden.

3. Ergebnisse

3.1. Die ökologische Bedeutung der Bodentiere

Die ökologische Bedeutung der tierischen Bodenorganismen wird im wesentlichen darin gesehen, daß sie wichtige und z.T. notwendige Beiträge zu 6 verschiedenen Leistungen liefern, die von Franz (1975) auf folgende Weise zusammengefaßt werden: Mechanische Durchmischung und Lockerung des Bodens, Bildung und Stabilisierung der Bodenstruktur, mechanische Zerkleinerung und chemische Zersetzung des Bestandesabfalls, Humusbildung und Humusmineralisierung, Unterstützung des Stoffkreislaufs zwischen Boden und Pflanze und Aufrechterhaltung eines biologischen Gleichgewichts, das auch die Vegetation des Bodens umfaßt. Die ökologische Bedeutung der wichtigsten Bodentiergruppen soll im folgenden nach mechanischen, chemischen und biologischen Einflüssen auf den Boden getrennt dargestellt werden.

Zu den mechanischen Leistungen der Bodentiere gehört die Drainage, Durchlüftung und Durchmischung des Erdreichs und die mechanische Zerkleinerung des Bestandesabfalls. Die Drainage und die Durchlüftung des Bodens ist vor allem in schweren Böden eine außerordentlich wichtige Leistung, die hauptsächlich von den Regenwürmern vollbracht wird. Für die verschiedenen Regenwurmartens lässt sich zeigen, daß sie sich bevorzugt in bestimmten Bodentiefen aufhalten. Dadurch lassen sich die einzelnen Arten bestimmten "Stockwerken" im Boden zuordnen (Wilcke, 1953), die insofern streng eingehalten werden, als die Bewohner der jeweils oberen "Stockwerke" nie in den tieferen angetroffen werden. Auf der anderen Seite aber sind die verschiedenen Stockwerke dadurch ineinander verschachtelt, daß die Gänge aller Regenwurmartens bis zur Bodenoberfläche reichen und die Tiere der unteren Etagen demzufolge auch in den oberen angetroffen werden. Zu der Durchlüftung und Drainage des Bodens, den die Regenwürmer durch das Anlegen der Gänge erreichen, fördern sie auch das Wurzelwachstum

der Pflanzen, deren Wurzeln bevorzugt den Gängen von Regenwürmern folgen.

Auch die Durchmischung des Erdreichs ist von außerordentlich großer Bedeutung für den Boden. Durch das Eingraben von Streumaterial wird die Zersetzungsgeschwindigkeit des organischen Materials erheblich gesteigert und gleichzeitig werden Auflageschichten verhindert, die u.a. dadurch für den Boden schädlich sind, daß z.B. das saure Sickerwasser aus verpilzten Auflageschichten zu unerwünschten Podsolierungserscheinungen im Boden führt. Zuden ist die Durchmischung von organischen und mineralischen Bodenbestandteilen eine notwendige Voraussetzung für die Bildung der außerordentlich wichtigen Ton-Humus-Komplexe.

Bei der Durchmischung des Erdreichs liefern die Regenwürmer einen besonders großen Beitrag. Das geht aus zahlreichen Untersuchungen hervor, nach denen allein die Regenwürmer in Mitteleuropa pro ha und Jahr zwischen 12 und 96 t Kot produzieren. Bei einem Mittelwert von 45 t/ha würde das bedeuten, daß im Verlauf von 10 Jahren eine Bodenschicht von durchschnittlich 3cm den Darm von Regenwürmern passiert. Unter den Regenwürmern leisten zwar auch die schwächeren Allolobophora- und Octolasionarten einen wichtigen Beitrag bei der Durchmischung des Erdreichs, doch kommt es fast immer zur Ausbildung einer organischen H-Schicht, wenn die größeren Regenwurmartarten fehlen. Für Grünlandflächen konnte sehr deutlich demonstriert werden, daß nur diese Regenwurmartarten die Pflanzenreste schnell genug in eine mineralische Schicht überführen können, um Auflageschichten zu vermeiden. Solche Auflageschichten konnten unter Obstbäumen nachgewiesen werden, wo die Regenwurmpopulation durch Pflanzenschutzmittel vernichtet wurde. und auf Weideflächen im Nordostpolder (Holland) und in Gebieten von Neuseeland, die nicht von Regenwürmern besiedelt waren.- An der Durchmischung von organischen und mineralischen Bodenbestandteilen sind außer den Regenwürmern vor allem noch Arthropodenlarven beteiligt. Für die Bildung der Ton-Humus-Komplexe selber liefern unter den Bodentieren dagegen nur solche Gruppen einen Beitrag, die regelmäßig zugleich organische und anorganische Bodenbestandteile fressen. Und das sind im wesentlichen die Regenwürmer, einschließlich der kleineren Arten, die

Enchytraeen, nicht aber die Arthropoden.

Die mechanische Zerkleinerung des Bestandesabfalls ist eine weitere Leistung der tierischen Bodenorganismen. Die Pflanzengewebe werden von den Tieren entweder zerbissen oder abgeschabt bzw. abgesplittet, wobei sich je nach dem Bau der Mundwerkzeuge und der Größe der einzelnen Tierarten spezifische Fraßbilder ergeben. Durch die mechanische Aufarbeitung wird die Oberfläche der Abfallstoffe vergrößert und das stabile Außengewebe aufgebrochen. Hinzu kommt, daß die Exkremente der Bodentiere, in denen die zerkleinerten und mehr oder weniger chemisch veränderten Bestandsabfälle ausgeschieden werden, über längere Zeit feucht bleiben und damit den Mikroorganismen günstige Lebensbedingungen bieten.

Für die quantitative Beurteilung der Fraßleistung verschiedener Gruppen und Arten von Bodentieren, zur Untersuchung der Nahrungsspezifität und zur Klärung von Nahrungsketten, stehen im wesentlichen Labormethoden zur Verfügung, die sich allerdings nur mit großen Unsicherheitsfaktoren auf natürliche Verhältnisse übertragen lassen. Daher liegen zu den genannten Problemen noch wenig gesicherte Angaben, aber viele Schätzungen und Vermutungen vor, die selten unwidersprochen sind. Die Reichweite der Aussagen wird zudem noch dadurch eingeschränkt, daß sie sich jeweils auf bestimmte Biotope mit spezifischer Zusammensetzung der jeweils dominierenden Bodentiere beziehen. So ist z.B. nach Berthet (1967) die Oribatidenfauna zu 2% am Abbau des Fallaubes beteiligt, nach Thomas (1979) zu 1%. Für Nadelwälder gibt Mac Fadyen (1963) einen Wert von 10,5% und Huhta und Koskenniemi einen Wert von 18,5% an.

Chemische Untersuchungen der Regenwurmlosung, in der gegenüber dem umgebenden Boden nicht nur Nitrat-Werte, sondern auch P_2O_5 erheblich angereichert waren, sprechen dafür, daß die von verschiedenen Autoren ermittelten Steigerungen der Ernteerträge durch vermehrte Regenwurmtätigkeit nicht nur auf mechanische, sondern auch auf chemische Einflüsse dieser Bodentiere beruhen. Eine solche Steigerung der Ernteerträge um bis zu 200% konnte Atlavinyté et al. (1968) und Atlavinyté und Vanagas (1973) bei der Gerste aufzeigen. Eine Verbesserung des Ernteguts durch

Steigerung der Qualität des Gesamtproteins im Hafer (Erhöhung des Anteils verschiedener essentieller Aminosäuren) und durch Steigerung des Proteingehaltes im Erntegut von Hafer und Schnittsalat konnten Aldag und Graff (1974) und Graff und Aldag (1977) in Abhängigkeit von der Regenwurmtätigkeit nachweisen. Prozentual lag die Steigerung des Proteingehaltes beim Schnittsalat doppelt so hoch wie beim Hafer (44,1 bzw. 21%). Über die chemischen Veränderungen der Nahrung im Darm von Bodentieren und über die Bildung von Ton-Humus-Komplexen im Darm von Regenwürmern und anderen Bodentieren ist allerdings erst relativ wenig bekannt.

Unter biologischen Einflüssen der Bodentiere werden vor allem synergistische und antagonistische Effekte verstanden, die zwischen verschiedenen Gruppen von Bodentieren und zwischen Bodentieren und Mikroorganismen bestehen. So können Mikroorganismen den Bodentieren als Nahrung dienen und somit von diesen kontrolliert werden; es können aber auch Bodentiere von Mikroorganismen gehemmt werden. Andererseits aber können auch Mikroorganismen von Bodentieren verbreitet und auf andere Weise positiv beeinflusst werden. Besonders der letzte Fall der Förderung von Mikroorganismen durch Bodentiere ist vielfach untersucht worden, wobei sich zeigte, daß vor allem Regenwürmer einen großen Anteil an der Förderung und Verbreitung von Actinomyceten und Bakterien haben. Auch für Collembolen und andere Vertreter der Mesofauna wurde gezeigt, daß ihnen möglicherweise eine erhebliche Bedeutung bei der Förderung und Verbreitung von Mikroorganismen zukommt.

3.2. Die ökotoxikologische Bewertung von Umweltchemikalien

Umweltchemikalien, deren Wirkung auf Bodenorganismen untersucht wurden, sind im wesentlichen: Autoabgase, Industrieexhalate (hier insbesondere Halogene und Schwermetalle) und Pestizide. Die Untersuchungen wurden im wesentlichen auf zwei verschiedene Weise durchgeführt: Zum einen wurde teils im Labor, teils unter Freilandbedingungen, die Populationsgröße von Bodenorganismen in Abhängigkeit von unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen

ermittelt, zum anderen wurde der Einfluß von Schadstoffen im Umkreis etwa von Industrieanlagen auf erwünschte Effekte von Bodenökosystemen - insbesondere auf die Zersetzungsgeschwindigkeit des Bestandesabfalls - untersucht. Der Vorteil der ersten Vorgehensweise besteht darin, daß die Organismen genau bekannt sind, die von den Umweltschadstoffen beeinflusst werden. Dabei bleiben allerdings die daraus resultierenden Einflüsse auf das gesamte Ökosystem häufig unklar. Die zweite Vorgehensweise verschafft dagegen Klarheit über den Einfluß der Schadstoffe auf bestimmte Leistungen komplexer Bodenökosysteme, wobei allerdings vielfach offen bleibt, welche Glieder der Bodenökosysteme von den Schadstoffen am wirksamsten betroffen sind. So ist es z.B. noch nicht geklärt, ob die deutlich zunehmende Höhe von Auflageschichten im Umkreis von Schwermetall (Pb, Zn, Cu, Cd) emittierenden Industrieanlagen auf einer Schädigung von tierischen Bodenorganismen oder von Bodenmikroorganismen beruht.

Die weiteren Einzelheiten über die Wirkungen der verschiedenen Umweltchemikalien auf tierische Bodenorganismen können hier aus Platzgründen nicht aufgeführt werden. Sie sind im ausführlichen Abschlußbericht (Battelle-Bericht, Juni 1980) enthalten.

3.3. Indikator- und Testorganismen

Von besonderer ökologischer Bedeutung ist die Frage nach Indikator- und Testorganismen. Von tierischen Bodenorganismen ist grundsätzlich zu erwarten, daß sie als Indikatororganismen für Umweltschadstoffe gut geeignet sind, weil sie im allgemeinen auf der Suche nach Nahrung und günstigen Lebensbedingungen keine großen Entfernungen zurücklegen können. Die Abhängigkeit der Bodenfauna von ihrer Umwelt ist damit relativ groß. Die Toleranz der Bodentiere für wechselnde Umweltfaktoren ist nun ausschlaggebend für ihre Eignung als Indikatororganismen. Diese Toleranz für verschiedene Umweltfaktoren ist allerdings für die verschiedenen Gruppen von Bodentieren ~~ist allerdings~~ noch so unvollständig bekannt, daß der praktischen Verwendung der Bodentiere als Indikatororganismen noch enge Grenzen gesetzt sind.

Als Indikatororganismen für die Untersuchung von Primär- und Sekundärskzessionen bei der Besiedlung eingedeichten Landes oder der Rekultivierung von Braunkohlenkippen und Abraumhalden erwiesen sich die Carabiden als günstig, die offenbar auch als Bioindikatoren für den Wasserhaushalt eines Standortes und seinen auch anthropogen bedingten Veränderungen geeignet sind.

Die Empfindlichkeit von Bodentieren gegenüber Umweltchemikalien ist außerordentlich unterschiedlich. Gegenüber Insektiziden erwiesen sich unter allen daraufhin untersuchten Bodentieren die Pauropoden am empfindlichsten. Gegenüber Nematiziden zeigten sich die Collembolen als extrem empfindlich. Als mögliche Bioindikatoren gegenüber Düngung mit hohen NPK-Werten dürften sich Scutigleriden (Acarinae) eignen, die hier außerordentlich empfindlich reagieren.

Unter Berücksichtigung ihrer ökologischen Bedeutung befaßte sich in England eine Arbeitsgruppe unter Leitung von Prof. Edwards mit der Auswahl von grundlegenden biologischen Prozessen im Boden und der Auswahl von Organismengruppen, die bei der Verwendung von Pestiziden und bei der Festlegung der Grenzwerte für Umweltchemikalien als Indikatoren geeignet sind. Als grundlegende Prozesse wurden der Abbau organischer Substanz und die Mineralisierung von Stickstoff-, Phosphor- und Schwefelverbindungen im Boden ausgewählt. Als Indikatororganismen entschied sich die Gruppe für Regenwürmer, Carabiden und Staphyliniden. Andere Arthropoden wie Milben, Collembolen, Diplopoden, Isopoden und verschiedene Insektenlarven, die ebenfalls einen Beitrag zum Abbau des Bestandesabfalls leisten, und weitere Räuber, die zur Bekämpfung von Schädlingen von Bedeutung sind, wie Spinnen, Chilopoden und Weberknechte, blieben als mögliche Indikator- oder Testorganismen unberücksichtigt, weil die Argumente für ihre zweifelsfreie und hinreichende ökologische Bedeutung nicht ausreichend erschienen.

Die Argumente für die Wahl der Regenwürmer als Indikatororganismen waren folgende: Regenwürmer sind imstande, die Bodenfruchtbarkeit in erheblichem Maße zu steigern, indem sie organische Substanz inkorporieren und speichern, den Boden durchmischen,

die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe erhöhen, einen wichtigen Beitrag zur Drainage und Durchlüftung des Bodens leisten und dabei zugleich Gänge schaffen, die das Wachstum der Pflanzenwurzeln begünstigen. Die beiden Käfergruppen der Carabiden und Staphyliniden wurden als Indikatororganismen ausgewählt, weil sie in erheblichem Maße zur Kontrolle wichtiger tierischer Schädlinge wie Schnecken, Drahtwürmer, Aphiden, stammbohrender Dipteren, pflanzenfressender Schmetterlinge und Kartoffelkäfer beitragen.

4. Zusammenfassung wichtiger Erkenntnislücken

Aus der Studie ergeben sich einige gravierende Erkenntnislücken und daraus wiederum Vorschläge für Untersuchungen, die besonders dringlich erscheinen:

1. Ermittlung der Nahrungspräferenz und der quantitativen ökologischen Bedeutung der Pauropoden, Enchytraeen und der verschiedenen Arten bzw. Artengruppen der Mikroarthropoden
2. Quantitative Untersuchung der ökologischen Bedeutung des Fraßes von Mikroorganismen durch Collembolen und Oribatiden
3. Quantitative Untersuchung der Verbreitung und Förderung von Mikroorganismen durch Massenformen der Kleinarthropoden und Nematoden
4. Quantitative Analyse der wechselseitigen Beziehungen zwischen Zoophagen (z.B. Raubmilben) und Phytophagen (z.B. Nematoden), Zoophagen und Saprophagen sowie Phytophagen und Pflanzen
5. Untersuchung der Leistungsspezifität der Streuzersetzer und des qualitativen und quantitativen Beitrags der verschiedenen Gruppen - bis hin zum Artniveau - an der vollständigen Verarbeitung des Bestandesabfalls (Nahrungsketten)
6. Untersuchung der Bildung von Ton-Humus-Komplexen durch Bodentiere und Mikroorganismen unter möglichst natürlichen Bedingungen
7. Untersuchung der Abhängigkeit der Populationsgrößen, der Aggregation und der Populationsschwankungen von Nahrungskon-

kurrenz, Räuber-Beutebeziehungen und anderen biotischen Faktoren

8. Quantitative Untersuchungen der Bindungen der einzelnen Bodentiergruppen an die verschiedenen abiotischen Faktoren ihres Habitats als Grundlage für die Erarbeitung eines möglichst differenzierten Systems von Indikatororganismen
9. Untersuchung der sublethalen Einflüsse und der Langzeiteffekte (unter natürlichen Bedingungen) auf verschiedene Bodentiergruppen und komplexe Bodenlebensgemeinschaften
10. Untersuchung der Auswirkungen einer Bodenversauerung auf Bodentiere und komplexe Bodenlebensgemeinschaften
11. Erarbeitung deskriptiver Modelle von Bodenökosystemen, die eine möglichst genaue Vorhersage von Auswirkungen verschiedener Belastungsfaktoren und die Erarbeitung sensibler Testverfahren gestatten.

5. Literaturverzeichnis

- ALDAG, R. u. GRAFF, O.: N-Franktionen in Regenwurmlosung und deren Ursprungsboden. *Pedobiol.* 15, (1975) 151-153
- ATLAVINYTE, O., BAGDONAVICIENE, Z. u. BUDAVICIENE, I.: The effect of Lumbricidae on the barley crops in various soils. *Pedobiol.* 8, (1968) 415-423
- ATLAVINYTE, O. u. VANAGAS, J.: Mobility of nutritive substances in relation to earthworm numbers in the soil. *Pedobiol.* 13, (1973) 344-352
- BERTHET, P.: The metabolic activity of oribatid unities in different forest floors. In: K. PETRUSEWICZ (edit.), *Secondary productivity of terrestrial ecosystems*. Polish Acad. Sci., Warsaw (1967) 709-725
- DOEKSEN, H.I. u. DRIFT, J. v.d. (edits): *Soil Organisms*. Amsterdam 1963.
- DRIFT, J. v.d. u. EIJSACKERS, H.: Herbicides and the soil fauna In: L.J. AUDUS (edit.), *The physiology and biochemistry of herbicides*, Academ. Press, London 1976, Vol. 2

- EDWARDS, C.A. u. THOMPSON, A.R.: Pesticides and the soil fauna. Residue Reviews 45, (1973) 1-79
- FRANZ, H.: Die Bodenfauna der Erde in bodenzöologischer Betrachtung. Franz Steiner Verlag, Wiesbaden 1975
- GRAFF, O. u. ALDAG, R.: Veränderungen des Spektrums proteingebundener Aminosäuren in Jungpflanzen von Avena und Lactuca nach Bodenbehandlung mit Eisenia foetida (Sav.). P. cent. pir. Biol. exp. 9, (1977) 51-58
- GRAFF, O. u. SATCHELL, J.E.: Progress in Soil Biology. Academ. Press, London-New York 1967
- KURCEVA, G.G.: Wirbellose Tiere als Faktor der Zersetzung von Waldstreu. Pedobiol. 4, (1964) 7-30
- LOHM, U. u. PERSSON, T. (edits): Soil organisms as components of ecosystems. Ecol. Bull. (Stockholm) 25, Swedish Nat. Res. Counc. (NFR) 1977
- MAC FADYEN, A.: The contribution of the microfauna to total soil metabolism. In: J. DOEKSEN, J.v.d. DRIFT (edits), Soil Organisms. Amsterdam (1963) 3-17
- MÜLLER, G.: Bodenbiologie. Jena 1965
- MURPHY, P.W. (edit.): Progress in Soil Zoology. Butterworths, London 1962
- THOMAS, J.O.M.: An energy budget for a woodland population of oribatid mites. Pedobiol. 19, (1979) 346-378
- VANEK, J. (edit.): Progress in Soil Zoology. Prag 1975
- WILCKE, D.E.: Über die vertikale Verteilung der Lumbriciden im Boden. Z. Morph. Ökol. Tiere 41, (1953) 372-385

Bundesministerium für Forschung und Technologie

Forschungsbericht (03 7206)

STANDARDMODELLE UND BEZUGSFLÄCHEN VON
LANDÖKOSYSTEMEN ZUM TESTEN CHEMISCHER
BELASTUNGEN AN KONKURRIERENDEN PFLANZEN
UND AN NAHRUNGSKETTEN

von

Prof. em. Dr. Heinz Ellenberg, Prof. Dr. Matthias Schaefer,
Dr. Willy Werner, Walter Stickan, Dierk Conrady und
Regine Strüve-Kusenber

Lehrstuhl für Geobotanik

Systematisch-Geobotanisches Institut

Geschäftsführender Leiter: Prof. Dr. G. Wagenitz

und Abteilung für Ökologie des

II. Zoologischen Institutes

der Universität Göttingen

Geschäftsführender Leiter: Prof. Dr. P. Ax

Mai 1983

Zusammenfassung

Um eine weitgehend standardisierte Vorprüfung von Chemikalien hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Ökosysteme in der freien Landschaft zu ermöglichen, wurde ein "Modell-Ökosystem" entwickelt, in dem einige typische Vertreter des Weidelgras-Weißkleerasens, der häufigsten Grünlandgesellschaft Mitteleuropas, zusammenleben. Die in Konkurrenz miteinander wachsenden Pflanzenarten (Klone von *Lolium perenne*, *Trifolium repens* und *Ajuga reptans*) reagieren rascher und empfindlicher als jede von ihnen in Reinkultur, so daß bereits nach zehn Wochen und bei geringen Dosen z.B. von Atrazin, PCP und anderen Referenzchemikalien eindeutige Verschiebungen in der Biomasse-Produktion eintreten. Für streufressende Tiere (z.B. den Regenwurm *Allolobophora chlorotica* und der Assel *Trachelipus rathkei*) erwies sich der für das Modell-Ökosystem benutzte Container leider als zu klein.

Als wirklichkeitsnäheres "Bezugs-Ökosystem" zur Prüfung der gleichen Chemikalien diente ein häufig geschnittener, aber nicht beweideter parzellierter Rasen im Botanischen Garten. Der natürliche Streß einer langen Trockenperiode wirkte sich hier teilweise stärker aus als die aufgespritzten Chemikalien. Das gilt sowohl für das Artengefüge im Pflanzenbestand als auch für verschiedene Gruppen von Bodentieren.

Der empfindlichste Test im Modell- wie im Bezugs-Ökosystem ist die Messung der Photosynthese-Leistung. Sie wird oft schon durch geringe Dosierungen sofort stark gemindert und erholt sich z.T. erst nach mehr als zehn Tagen. Allerdings kann man immer nur eine Pflanze oder einen Pflanzenteil in die klimatisierte Küvette einbeziehen, die individuelle und physiologisch bedingte Variabilität also nicht gebührend berücksichtigen.

Summary

As a standardised trial for testing the effects of chemicals on ecosystems a "Modell-Ecosystem" was developed, which joins some typical members of the ryegrass-white clover community, the most frequent grassland ecosystem in Central Europe. *Lolium perenne*, *Trifolium repens* and *Ajuga reptans* in competition with each other were reacting quicker and more clearly than each of these plants in pure culture. Even moderate doses of Atrazine, Pentachlorophenol and other recommended chemicals caused a shifting of the biomass relations within ten weeks. Unfortunately the container proved to be too small for *Allolobophora chlorotica* and *Trachelipus rathkei*, which were expected to act as litter eating animals in this artificial system.

Closer to reality, a clipped but not mown ryegrass-white clover turf in the Botanical Garden was used as a "Reference Ecosystem". Here the qualitative and quantitative composition of the plant cover and of selected groups of soil animals were affected by a drought period (i.e. by a natural stress) more severely than by most of the doses of the chemicals applied.

In the Modell- as well as in the Reference Ecosystem, the net photosynthesis turned out to be most sensitive. It was reduced soon after spraying and often needed more than ten days for recovering. But only one single plant or parts of it can be measured within the climatised cuvette. Therefore this method does not allow for considering adequately the individual and physiological variability.

Inhaltsverzeichnis

Bundesministerium für Forschung und Technologie
Forschungsbericht (03 7206)
STANDARDMODELLE UND BEZUGSFLÄCHEN VON
LANDÖKOSYSTEMEN ZUM TESTEN CHEMISCHER
BELASTUNGEN AN KONKURRIERENDEN PFLANZEN
UND AN NAHRUNGSKETTEN

1. Einleitung
 2. Standardmodell-Ökosystem
 - 2.1. Beschreibung des Systems
 - 2.2. Standardbedingungen
 - 2.3. Messung des Gaswechsels
 - 2.4. Versuche mit Referenzchemikalien
 - 2.4.1. Auswirkungen der chemischen Belastung auf Netto-Photosynthese-Leistung, Transpiration und Dunkel-atmung von Einzelpflanzen
 - 2.4.2. Auswirkungen von chemischen Belastungen auf das Modell-Ökosystem
 - 2.4.2.1. Trockensubstanz-Produktion und Wettbewerb der Primärproduzenten
 - 2.4.2.2. Mortalität und Natalität der Destruenten im Modell-Ökosystem
 - 2.4.3. Verbleib und Verteilung der Chemikalien im Modell-Ökosystem
 3. Bezugsflächen im Weidelgras-Weißkleerasen
 - 3.1. Charakterisierung des Bezugs-Ökosystems
 - 3.2. Veränderungen im Bezugs-Ökosystem durch chemische Belastungen
 - 3.2.1. Artenbestand der Primärproduzenten
 - 3.2.2. Phytomassen-Produktion
 - 3.2.3. Netto-Photosynthese einzelner Pflanzen
 - 3.2.4. Artenbestand der Konsumenten
 - 3.3. Rückstandsgehalte im Bezugs-Ökosystem
 4. Schlußfolgerungen für die ökotoxikologische Beurteilung von Umweltchemikalien
- Literaturverzeichnis

1. Einleitung

Das neue Chemikaliengesetz schreibt vor, die mögliche Wirkung von produzierten und in die Umwelt gelangenden Stoffen auf den Naturhaushalt, d.h. auf das Funktionieren der in der Landschaft gegebenen Ökosysteme, zu prüfen. Vor allem die terrestrischen Ökosysteme, vom Wald bis zur Ruderalflur und vom Tiefland bis ins Hochgebirge, sind außerordentlich mannigfaltig und unterliegen jahreszeitlichen und jährlichen Schwankungen, die nur teilweise vorausschaubar und nicht ausgleichbar sind. Deshalb schlugen wir vor, die Prüfung zunächst auf ein in der Bundesrepublik Deutschland häufiges, aber relativ konstantes und leicht handhabbares Ökosystem zu konzentrieren, und zwar die Weidelgras-Weißkleeweide (*Lolium-Cynosuretum*) in ihrer typischen (d.h. nicht zu trockenen und nicht zu nassen) Ausbildungsform. Diese Lebensgemeinschaft hat ein Minimumareal von weniger als 25 m² und kann innerhalb von wenigen Jahren neu geschaffen sowie ohne Weidetiere gehalten werden. Solche Flächen dienten im "Neuen Botanischen Garten" der Universität Göttingen als sogenannte "Bezugs-Ökosysteme", d.h. als Wirkungsgefüge von Pflanzen, Tieren und ihrer Umwelt, die den in der Natur vorhandenen Ökosystemen qualitativ und quantitativ weitgehend entsprechen. Selbst wenn zum Vergleich mit kontaminierten Parzellen stets Kontrollparzellen herangezogen werden, lassen sich die Chemikalientests am Bezugs-Ökosystem nicht standardisieren, schon weil die Witterung von Jahr zu Jahr anders verläuft und der phänologische und physiologische Zustand der Partner auch innerhalb kurzer Zeit wechselt.

Aus diesen Gründen wurde versucht, ein Modell-Ökosystem zu entwickeln, das sich weitgehend standardisieren und leicht handhaben läßt, aber immer noch einige wesentliche Eigenschaften des Freiland-Ökosystems aufweist. Zu diesen Eigenschaften gehört das dynamische Gleichgewicht, in denen alle Partner durch Konkurrenz bzw. durch gegenseitiges Ausweichen oder Ergänzen zueinander in Beziehung stehen, und in denen stets nur wenige Arten aus der Gesamtflora und -fauna eine Nische finden. Deshalb wählten wir Pflanzenarten aus, die drei in jedem Weidelgras-Weißkleerasen vertretene Lebensformen verkörpern; das gut untersuchte und weithin vorherrschende Weidelgras *Lolium perenne*, ein Vertreter der krautigen Arten *Ajuga reptans*, der durch Ausläuferbildung schnell in der Lage ist freien Raum zu besiedeln, und als häufigste Leguminose in solchen Beständen den Weißklee (*Trifolium repens*), welcher im Vergleich zum Vertreter der Krautigen einen anderen Weg der Stickstoff-Ernährung (symbiontische N₂-Fixierung) repräsentiert.

Schwierigkeiten bereitete die Wahl der Tierarten, weil viele von ihnen wegen ihrer Beweglichkeit einen größeren Minimalraum benötigen als die Pflanzen. Die ausgewählten Tierarten stellen deshalb dominante endogäisch (*Allolobophora chlorotica*) und epigäisch (*Trachelipus rathkei*) lebende Saprophagae der Weidelgras-Weißkleeweiden dar (s. Kap.3.2.4). Durch diese Auswahl wurden zwar die wichtigsten Konsumenten von Weiden-Ökosystemen, die phytophagen Wirbeltiere, nicht berücksichtigt, andererseits wird die Wichtigkeit der saprophagen Tierarten in Landökosystemen im Sinne eines geschlossenen Stoffkreislaufs betont.

Als Boden wurde ein humoser Löß gewählt, d.h. ein in der Bundesrepublik in ähnlicher Zusammensetzung weit verbreiteter, von Natur aus fruchtbarer Schlufflehm. In diesem sind die für das Funktionieren des Ökosystems unentbehrlichen Pilze und Bakterien, insbesondere die Mineralisierer, von vornherein in ausreichender Menge vertreten.

Zur Standardisierung der klimatischen Bedingungen bestgeeignet erscheint zweifellos ein genügend großer Klimaschrank. Doch ist die Beleuchtungsstärke darin begrenzt und in der Regel geringer als die Lichtsättigung der Photosynthese der beteiligten Pflanzenarten. Deshalb wurden die Modellsysteme sowie Vergleichskulturen auch in Gewächshäusern, teilweise unter Zusatzbeleuchtung gehalten.

Da wir mit der Entwicklung eines terrestrischen Modell-Ökosystems trotz großer Erfahrung mit Konkurrenzkulturen Neuland betraten, hielten wir es für ratsam, mehrere, grundsätzlich verschiedene Verfahren zu wählen, mit denen die Reaktion des Systems und der einzelnen Partner auf die stufenweise dosierten Chemikalien registriert werden können. Diese Verfahren reichten von einfachen Mengenschätzungen im Bezugs-Ökosystem bis zu sehr aufwendigen Messungen des CO₂-Gaswechsels, als Ausdruck der Photosyntheseleistung.

Die folgenden Ausführungen geben einen Überblick über die in drei Jahren erzielten Ergebnisse, zu denen auch manche Fehlschläge gehören. Um eine kritische Beurteilung zu ermöglichen, ist es unumgänglich, einige Versuche relativ ausführlich darzustellen. Im Vordergrund standen zunächst die Untersuchungen am Modell-Ökosystem. Dies war von vornherein als Mittel zur Vorprüfung der Chemikalienwirkung unter vergleichbaren Bedingungen, also nicht als Ersatz für Untersuchungen im Freiland gedacht.

2. Standardmodell-Ökosystem

2.1. Beschreibung des Systems

Als Modell eines Landökosystems dient eine Mischkultur von drei Pflanzenarten und zwei Tierarten in einem Pflanzgefäß, das mit einer Lößschwarzerde gefüllt ist. (Bodenkundliche Kenndaten s. Tab.1).

Das Pflanzgefäß ist ein emailierter Stahlblechcontainer mit einem Einsatz von einer bepflanzbaren Fläche von 0.09m² und 0.40m Höhe (Abb.1). Durch zwei gläserne Standrohre kann ein Grundwasserspiegel einreguliert werden. Der kapillare Wasseraufstieg sorgt für eine gleichmäßige Durchfeuchtung des Bodenmaterials und somit für die Bewässerung des Systems.

Neun Individuen von *Lolium perenne* (Deutsches Weidelgras), *Trifolium repens* (Weißklee) und *Ajuga reptans* (Kriechender Günsel) pro Pflanzgefäß (wobei jede Pflanze 5 cm Abstand von ihrem verschieden- bzw. gleichartigen Partner hat, s. Abb.1) erreichen in ca. 20 Tagen ein Konkurrenzgleichgewicht. Als Pflanzenmaterial wurden bei allen Arten vegetativ vermehrte Stecklinge (Klone) verwendet. Durch diese Verringerung der genetischen Mannigfaltigkeit werden Versuchsp parallelen gespart, die sonst zur Erzielung sicherer Ergebnisse in großer Zahl

erforderlich wären. Eine Prüfung verschiedener Klone der drei Arten von unterschiedlicher Herkunft aus der näheren und weiteren Umgebung Göttingens ergab signifikante Unterschiede in deren Produktion und Wettbewerbsfähigkeit (HARTMANN 1982). Für die Versuche wurden die konkurrenzkräftigsten Klone ausgewählt. Als saprophage Tierarten werden 20 adulte Individuen des Regenwurms *Allolobophora chlorotica* und 30 Individuen der Assel *Trachelipus rathkei* pro Pflanzgefäß eingesetzt.

2.2. Standardbedingungen

Das beschriebene Modell-Ökosystem wird im Klimaschrank bzw. im vollklimatisierten Gewächshaus unter standardisierten Bedingungen gehalten. Um die dafür günstigsten Verhältnisse herauszufinden, wurde in verschiedenen Versuchsserien die Produktion der drei Pflanzenarten in Rein- und Mischkultur bei unterschiedlicher Temperatur, Luftfeuchte, Stickstoff-Düngung und Schnitthäufigkeit untersucht. Dabei wurde im Klimaschrank ein Tag-Nachtwechsel mit je 14 Stunden Beleuchtung und um 5 °C abgesenkter Nachttemperatur eingehalten.

Als Kriterien zur Festsetzung von Standard-Bedingungen für das Modell-Ökosystem wählten wir zum einen die höchste Produktion der Summe der drei Arten in Mischkultur und zum anderen ein weitgehend ausgeglichenes Massenverhältnis der drei Arten. Da *Lolium* wegen seiner größeren Wuchshöhe der dominierende Partner ist, wurden eine Temperatur von 20 °C bei einer Luftfeuchte von 60 %, sowie eine Düngung von 10g N*m⁻² zu Versuchsmitte ohne Schnitt als günstigste Standardbedingungen ermittelt. Bei einer Temperatur von 20 °C haben die beiden anderen Pflanzen gegenüber *Lolium* eine hohe Konkurrenzkraft. Eine Standard-Versuchsdauer von 10 Wochen nach Chemikalien-Applikation genügt, um nach Störungen ein neues Konkurrenzgleichgewicht zu erreichen. Die Beleuchtungsstärke, wohl der entscheidende Faktor für die Produktion und den Wettbewerb der Pflanzen untereinander, war durch die maximale Beleuchtungsstärke in den verwendeten Klimaschränken begrenzt. Sie beträgt in Bestandeshöhe 200 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (ca. 11400 Lux) und ist im Vergleich zur Lichtsättigung der Nettophotosynthese für alle drei Arten gering. Sie liegt jedoch eindeutig über dem Kompensationspunkt¹⁾. *Trifolium* litt am meisten unter dem Lichtmangel.

Die Produktion der Artenkombination bleibt auch im Klimaschrank in gewisser Hinsicht abhängig von der Jahreszeit (Abb.2). Pflanzen, die im April bis Mai angesetzt worden sind, leisten im Standardversuch signifikant weniger als während der Herbst- und Wintermonate angepflanzte, die während der Anzucht im Freiland an niedrigere Beleuchtungsstärken angepaßt waren. Ein

1) Als Größenordnung für die Lichtsättigung wurden für *Lolium*, *Trifolium* und *Ajuga* im Temperaturoptimum (15-25 °C) Werte zwischen 500 bis 700 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (28500 - 40000 Lux, Umrechnungsfaktor: 1 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ = ca. 57 Lux bei gleicher Spektraler Zusammensetzung des Lichtes RUNDEL, LANGE 1980) ermittelt. Die Nettophotosynthese von *Trifolium* erreicht erst bei hoher Beleuchtungsstärke die Lichtsättigung, *Ajuga* schon bei geringerer (500 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), *Lolium* ist dazwischen einzuordnen.

Standardverhalten des Modellsystems erreicht man also nur, wenn schon die Anzucht der Klone unter Lichtbedingungen erfolgt, wie sie im Klimaschrank herrschen. Eine Förderung der Produktion insbesondere von Lolium in Mischkultur mit dem Weißklee wird durch andere Autoren bestätigt und ist auf eine bessere Stickstoffversorgung der Mischkulturen durch die in den Wurzelknöllchen von Trifolium lebenden N₂-fixierenden Rhizobium-Bakterien zurückzuführen (LAMPETER 1959/60, CHESTNUTT 1971, HARTMANN 1982). Eine gleiche Förderung von Lolium in Rein- und Mischkultur wird auch durch gesteigerte Stickstoff-Düngung erreicht. In Tabelle 2 sind die Variationskoeffizienten einiger Produktions- und Konkurrenzmaße aufgeführt. Berücksichtigt man die im Frühsommer angesetzten Versuche nicht, so liegt die Reproduzierbarkeit der gesamten Trockensubstanz-Produktion bei 16.5%. Maße wie die Sproßzahl und die relativen Anteile jeder Pflanzenart an der Gesamt-Produktion sind besser reproduzierbar als die Trockensubstanzproduktion.

2.3. Messung des Gaswechsels

Die Untersuchung der Photosyntheseleistung und der Transpiration der Pflanzen erfolgte mit zwei voll klimatisierbaren Küvetten, die es erlauben, die für die Pflanzen bestimmenden Außenfaktoren (Temperatur, Feuchte) innerhalb der Küvette nachzufahren bzw. über Sollwertregelung über einen längeren Zeitpunkt konstant zu halten (s. KOCH, LANGE, SCHULZE 1971, SCHULZE, LANGE 1972).

In den Winterhalbjahren 1981/82 und 1982/83 erfolgten Messungen des CO₂-Gaswechsels an Trifolium, Lolium und Ajuga unter Standardbedingungen d.h. bei optimalen Licht- ($1200 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), Temperatur- (20 °C) und Feuchtebedingungen (60% r.F.) im Gewächshaus.

unter diesen Standardbedingungen werden mindestens 90% der maximalen Netto-Photosynthese-Leistung der untersuchten Arten erreicht. Als Beispiel stellt die Abb. 3 die Nettphotosynthese von Trifolium in Abhängigkeit von der Temperatur und der Strahlung dar.

Die höchste Netto-Photosynthese-Leistung der drei im Modell-Ökosystem untersuchten Arten (bezogen auf die Blattfläche) weist Trifolium auf. Lolium und Ajuga haben in Reinkultur jeweils eine um 20% geringere Leistung.

2.4. Versuche mit Referenzchemikalien

2.4.1. Auswirkungen der chemischen Belastung auf Netto-Photosynthese-Leistung, Transpiration und Dunkelatmung von Einzelpflanzen

Im Gewächshaus wurden unter Standardbedingungen die kurzfristigen Auswirkungen der Chemikalie PCP auf die Nettphotosynthese-Leistung und auf eventuelle artspezifische Unterschiede der Wirkung untersucht. Das PCP wurde kurz vor Einbau in die Küvette und Meßbeginn als wässrige Suspension auf die Pflanzen gespritzt.

In Abb. 4 ist der Verlauf der Nettphotosynthese-Leistung der behandelten Pflanze bezogen auf eine parallel dazu gemessene unbehandelte Kontrollpflanze (=100%) in Abhängigkeit von der Zeit nach der Applikation von 0.5 gPCP*m² dargestellt. Die Meßpunkte eines jeden Tages bezeichnen das morgendliche Photosynthese-Maximum unter den oben angegebenen Standardbedingungen. Bereits mehrere Stunden nach Applikation der Chemikalie tritt bei den empfindlichen Arten (*Trifolium* und *Ajuga*) ein starker Abfall der Nettphotosynthese auf. Nach Erreichen des Schädigungsmaximums zwischen dem ersten und zweiten Tag nach Applikation erfolgt ein gegenüber der Kontrolle überproportionaler Anstieg der Nettphotosynthese, bis diese schließlich parallel zur Kontrolle (allerdings auf tieferem Niveau) weiterläuft.

Die gleichzeitige Messung der Transpiration ergab in den meisten Fällen keinen so ausgeprägten Schädigungsverlauf. In den ersten zwei Tagen unmittelbar nach Applikation bleibt die Transpiration mäßig geschädigter Pflanzen in der gleichen Höhe wie bei der Kontrolle. Erst bei starker Erniedrigung der Nettphotosynthese sinkt auch die Transpiration deutlich, wenn auch mit größerer Streuung als bei der Photosynthese.

Hinsichtlich der Dunkelatmung ergab kein Versuch signifikante Unterschiede zwischen behandelter Pflanze und Kontrolle. Überhaupt ist die Dunkelatmung eher ein ungeeignetes Maß zum Erkennen von Schädigungen, da sie nur etwa fünf Prozent der Werte der maximalen Nettphotosynthese erreicht und daher mit einem größeren Fehler in der Bestimmung behaftet ist.

Bei allen Versuchen wurde das Gras unter gleichen Bedingungen weniger geschädigt als die breitblättrigeren Dikotylen, und es erholte sich auch schneller als diese. Schon aus den Gaswechsellmessungen an isoliert wachsenden Pflanzen läßt sich also schließen, daß die Arten in Konkurrenz miteinander rasch und deutlich durch Verschiebung des Gleichgewichts zugunsten der resistenteren reagieren müssen.

Dabei sollte allerdings auf die phänologischen Zustände der beteiligten Pflanzenarten geachtet werden. Wie sehr hiervon das Maß der Schädigung abhängt, wird durch Abb.5 verdeutlicht: Ein weit entwickelter, sowie ein 14 Tage vorher zurückgeschnittener und dann wieder durchgetriebener *Lolium*-Bestand wurden jeweils mit 0.5 g PCP*m² besprüht. Beide wurden im Gewächshaus unter Standardbedingungen gehalten. Die Photosynthese-Leistung des frisch geschnittenen Bestandes wurde wesentlich stärker gemindert als die des älteren, in diesem Falle sogar stärker als *Ajuga* und *Trifolium*, die zur gleichen Zeit wie der ältere *Lolium*-Bestand angepflanzt worden waren.

2.4.2. Auswirkungen von chemischen Belastungen auf das Modell-Ökosystem

2.4.2.1. Trockensubstanz-Produktion und Wettbewerb der Primärproduzenten

Um Veränderungen der Wettbewerbsfähigkeit unter chemischer Belastung zu erkennen, wurden (mit Ausnahme von HCB) zusätzlich zu den Modell-Ökosystem-Versuchen auch Rein- und Mischkulturen der Arten im Gewächshaus angelegt, um das Verhalten bei intra- und interspezifischem Wettbewerb zu erfassen (2).

In Tabelle 3 sind alle Versuche mit Angabe der belastenden Chemikalie, der Applikationsform, der Dosierungen, Kulturarten und Laufzeit aufgeführt. Als typische Beispiele für Reaktionen des untersuchten Modell-Ökosystems, insbesondere für die Veränderung des Konkurrenz-Gleichgewichts, sollen einige Versuche ausführlicher dargestellt werden.

Abb.6 zeigt die Produktion der drei Arten in g Trockensubstanz (TS) pro Pflanze und 10 Wochen Versuchszeit in Rein-, Mischkultur sowie im Modell-Ökosystem in Abhängigkeit von den Atrazingaben. In Reinkultur erleiden *Lolium* und *Trifolium* nur geringe Produktionseinbußen durch steigenden Atrazineinfluß (Die höchste Atrazinmenge $40 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ entspricht etwa der Hälfte bis einem Zehntel der im Maisbau angewendeten Aufwandmengen). Bei *Ajuga* fällt die Produktion stärker ab.

Obwohl in Mischkultur die Standardabweichung der Meßdaten größer ist, reagiert jede der beteiligten Arten deutlicher als in Reinkultur. *Trifolium* wird durch steigende Dosen des Herbizids in Mischkultur am meisten geschwächt. Erwartungsgemäß reagieren die breitblättrigen Dikotylen stärker auf Atrazin als das Gras. *Lolium* und *Ajuga* verhalten sich im Modell-Ökosystem im Klimaschrank prinzipiell ähnlich wie im Gewächshaus. Die geringe Beleuchtungsstärke führt aber leider dazu, daß *Trifolium* unter den Blättern seiner Konkurrenten in allen Stufen kümmernd und keine deutliche Reaktion erkennen läßt. Andererseits produzieren *Lolium* und *Ajuga* im Klimaschrank wesentlich mehr als im Gewächshaus.

Betrachtet man die relativen Biomasseanteile (Abb.7a), so wird deutlich, daß *Lolium* unter starkem Atrazineinfluß der dominante Partner wird und *Ajuga* überflügelt. In den nicht behandelten Mischkulturen und bei einer Dosis von $10 \text{ mg Atrazin} \cdot \text{m}^{-2}$ ist die Dominanz von *Trifolium* größer als von *Lolium*. Dies stellt

2) Aus Platz- und Zeitmangel war es leider nicht möglich, alle Versuche mit chemischer Belastung unter Standardbedingungen im Klimaschrank durchzuführen. Es mußte deshalb oft in ein klimatisiertes Gewächshaus ausgewichen werden, wo die klimatischen Bedingungen nicht so konstant gehalten werden konnten, wie in den kleineren Klimaschränken. Die Temperatur wich um ca. $\pm 5^\circ \text{C}$, die Luftfeuchte um ca. $\pm 20\%$ von den Standardbedingungen ab. Die Lichtbedingungen waren wechselhaft wie im Freiland, so daß eine Beleuchtungsstärke von $700 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (ca. 40000 Lux) oft überschritten wurde. Durch Zusatzbeleuchtung wurde sie von 6 bis 20 Uhr auf mindestens $100 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (ca. 6000 Lux) gehalten.

möglicherweise einen jahreszeitlichen Effekt dar, da *Trifolium* von April bis Juni unter Standardbedingungen eine optimale Produktionsphase aufweist.

Das Sproß-Wurzel-Verhältnis (Quotient aus der ober- und unterirdischen Biomasse, wobei die Streu nicht mit in die Berechnung einbezogen wurde) erwies sich bei allen drei Arten in Reinkultur und bei *Lolium* in Mischkultur als unabhängig von der Atrazindosis (Abb.7b). In Mischkultur nimmt das Sproß-Wurzel-Verhältnis von *Trifolium* mit steigender Atrazindosis stetig, das von *Ajuga* bei einer Konzentration von 40 mg*m² sprunghaft zu. Durch relativ stärkere Schädigung der Kräuterwurzeln wird also das Gras im Wettbewerb bevorteilt. *Ajuga* kann aber den Verlust an unterirdischer Biomasse durch vermehrte Ausbildung oberirdischen Materials wieder ausgleichen.

Die Darstellung der relativen Wüchsigkeit (nach BORNKAMM 1961, Abb. 7c) verdeutlicht, daß sich das Weidelgras und der Günsel bei steigenden Atrazingaben auf Kosten des Weißkleees durchsetzen. Zwar werden die beiden Arten auch geschädigt, wie an der Abnahme der Biomasse bei steigenden Atrazingaben (Abb.6) zu erkennen ist, aber in ihrer Dominanz werden sie nicht geschwächt, sondern relativ gefördert (Abb.7a).

Der Verdrängungskoeffizient nach VAN DOBBEN (1955), LAMPETER (1959/60), DE WIT (1960) (Abb. 7d) läßt erkennen, daß *Trifolium* bei steigenden Atrazingaben in Mischkultur stärker zurückgedrängt wird. *Ajuga* wird dagegen in Mischkultur, unabhängig von der Atrazindosis, in seiner Produktion gefördert. Auch die Produktion von *Lolium* wird bei interspezifischer Konkurrenz gefördert; sie nimmt aber mit steigenden Atrazindosen schneller ab als bei intraspezifischem Wettbewerb.

In Abb.8 sind Ergebnisse der Versuche mit PCP dargestellt, bei denen die Chemikalie als wässrige Suspension auf den Pflanzenbestand gespritzt wurde (vgl. Tab 3).

In Reinkultur wird keine der drei Arten durch PCP nach 10-wöchiger Versuchsdauer in ihrer TS-Produktion beeinträchtigt; im Gegenteil ist für *Trifolium* eine signifikante Steigerung zu vermerken. Gleiches gilt für *Lolium* in Mischkultur und im Modell-Ökosystem. Dieser Effekt kann durch den schwindenden toxischen Einfluss des PCP und durch die Regeneration der Arten erklärt werden (Abb.9). Nach der Applikation werden alle Pflanzen geschädigt. An *Lolium* wird die Schädigung vor allem bei hoher PCP-Gabe (2.0 g*m⁻²) deutlich; die geringere Dosis (0.5 g PCP*m⁻²) verursacht nur eine statistisch nicht nachweisbare Zuwachsdepression. Erst nach sieben Wochen haben sich die mit der hohen Dosis behandelten *Lolium*-pflanzen so erholt, daß sie neu durchtreiben können und bis zur 10. Woche die Produktionseinbußen wieder ausgleichen. Das neue Wachstum wird vermutlich dadurch möglich, daß PCP so weit eliminiert oder für Pflanzen nicht verfügbar gebunden wird, daß es nicht mehr toxisch wirkt. In Mischkultur wird dagegen die TS-Produktion von *Trifolium* und *Ajuga* signifikant gemindert, weil sich *Lolium* rascher erholt. Besonders auffällig wird dieser Konkurrenzeffekt bei *Trifolium*, der in Abwesenheit von Wettbewerbern in den mit PCP behandelten Gefäßen signifikant mehr produziert als in den Kontrollgefäßen, weil er neu durchtreiben kann.

Abb.10a zeigt die Dominanzverhältnisse in Mischkultur, die für *Lolium* mit steigender PCP-Gabe immer günstiger werden. Die relative Wüchsigkeit (Abb.10c) sowie die Verdrängungskoeffizienten (Abb.10d) verdeutlichen dies mit anderen Darstellungs-

mitteln.

p-Chloranilin, als wässrige Lösung auf den Pflanzenbestand gespritzt, verursacht ähnliche Wirkungen wie Atrazin. Eine Minderung der Produktion ist wiederum nur für *Ajuga* und *Trifolium* festzustellen (Abb.11), und zwar in Rein- und Mischkultur, wenn auch in letzterer viel deutlicher. Das kommt in den Konkurrenzmaßen (Abb. 12 a-d) gut zum Ausdruck. Hexachlorbenzol (HCB) hatte keinen Einfluß auf die Produktion und die Wettbewerbsfähigkeit (WERNER et al. 1983).

Wird der mittleren Biomassensumme aller drei Pflanzenarten in g TS pro Pflanze in Mischkultur ein rechnerisch gleich behandelter Wert aus den Reinkulturen gegenübergestellt (Abb.13), so ist zu erkennen, daß die Reaktion der Pflanzen auf Chemikaliengaben, die eine langanhaltende Wirkung auf die Produktion haben (zB Atrazin oder p-Chloranilin), in Mischkultur wesentlich stärker ausgeprägt ist als in Reinkultur (Abb.13 a und b). Aus allen Versuchen geht mithin hervor, daß Mischkulturen empfindlichere Anzeiger sind als Reinkulturen der gleichen Arten.

An der Summe der Produktion aller drei Arten in Misch- oder Reinkultur kann der Einfluß von Chemikalien, deren Toxizität weniger als 10 Wochen anhält (zB PCP s. Abb.13 c), nicht beurteilt werden. Auch Reinkulturen der einzelnen Arten gestatten keine sicheren Feststellungen. Die Wettbewerbsspannung, die die Produktion der einzelnen Arten beeinflusst (BORNKAMM 1961), ist dagegen noch nach 10 Wochen signifikant verschieden von derjenigen in unbelasteten Mischkulturen.

2.4.2.2. Mortalität und Natalität der Destruenten im Modell-Ökosystem

Atrazin, über das Gießwasser dem Modell-Ökosystem zugeführt, minderte den Verjüngungserfolg von *Allolobophora chlorotica*, indem es die Anzahl der während der Versuchszeit geschlüpften Jungwürmer und abgelegten Kokons reduzierte. Dieser Einfluß führte zu einer signifikant niedrigeren Populationsdichte im Vergleich zu den Kontrollen.

Zusätzlich wurde die Wirkung von Atrazin auf die Natalitätsrate der Asselart *Trachelipus rathkei* untersucht. Statistisch absicherbare Veränderungen durch den Einfluß des Herbizids konnten nicht festgestellt werden. Dies kann an der hohen Mobilität der Asseln gelegen haben, die dazu neigten, das Modell-Ökosystem zu verlassen und sich aus diesem Grunde als ungeeignet für die Untersuchungen erwiesen.

Bei edaphischer Applikation hatte PCP eine signifikante Mortalität von *Allolobophora chlorotica* zur Folge; in wässriger Suspension auf den Pflanzenbestand aufgespritzt, dagegen keine. Hexachlorbenzol (HCB) verringerte die Anzahl der während der Versuchszeit geschlüpften Jungwürmer (WERNER et al. 1983).

2.4.3. Verbleib und Verteilung der Chemikalien im Modell-Ökosystem

Auf den Verbleib und die Verteilung der angewandten Chemikalien soll nur kurz eingegangen werden, da wegen einer hohen Streuung der Analysendaten nur sehr grobe Aussagen zulässig sind. Als Beispiele seien die Verteilung von HCB (Tab 4 und 5) im Modell-Ökosystem und der Verbleib von PCP in Rein- und Mischkulturen (Tab. 6 und 7) dargestellt. Rückstände von Atrazin konnten nach 10 Wochen Versuchszeit nicht nachgewiesen werden. Vermutlich ist dies auf die geringe Halbwertszeit des Atrazins zurückzuführen (CHIO, SANBORN 1978).

Das ehemals als Saatgutbeizmittel eingesetzte HCB ist sehr persistent (FREITAG et al. 1974, HEINISCH 1978, WERNER et al. 1983). Nach 10 Wochen befinden sich noch ca. 85.3 % im Modell-Ökosystem, davon 99% am Ort der Applikation im Boden. Die Aufnahme durch die Pflanzen und die Translokation in ihnen ist gering. Die höchsten Rückstandsmengen findet man in den Wurzeln, die direkten Kontakt mit dem kontaminierten Boden haben. Die Regenwürmer akkumulieren HCB in beträchtlichem Maße.

Von PCP sind nach 10 Wochen weniger als 1% der als wässrige Suspension aufgespritzten Gabe im Modell-Ökosystem wiederzufinden. Rückstände im Boden konnten nicht nachgewiesen werden. Die Regenwürmer haben aber im Vergleich zu den Pflanzen relativ viel PCP inkorporiert (Tab. 6).

Die höchsten Rückstandsmengen sind in der Regel im abgestorbenen Pflanzenmaterial (in der Streu) zu finden (Tab. 7). Die Wurzeln weisen die geringsten Mengen auf. Die niedrigeren PCP-Gehalte den Blättern in der 2.0 g PCP*m⁻² Stufe - im Vergleich zur 0.5 g PCP*m⁻² Dosis - sind dadurch zu erklären, daß es sich bei der hohen Anwendungsmenge um frisch durchgetriebenes Blattmaterial, bei der niedrigeren teilweise um zu Versuchsbeginn direkt besprühtes Material handelt. Ajuga und Trifolium weisen in Reinkulturen signifikant höhere PCP-Gehalte auf als in Mischkultur; bei Lolium ist das umgekehrt (Tab. 7). Wahrscheinlich liegt dies an der unterschiedlichen räumlichen Struktur der Rein- und Mischkulturen sowie an der unterschiedlichen Fähigkeit der Pflanzen, PCP zu eliminieren (SCHUPPENER 1974, SEIDEL 1974). Beispielsweise hat Lolium in Mischkultur - verglichen mit Ajuga - mehr PCP inkorporiert als in Reinkultur, vermutlich, weil das Gras über die Kräuter emporragt und stärker besprüht wurde. In Reinkultur wurde Ajuga dagegen von der vollen Aufwandmenge getroffen. Trotzdem reagieren die krautigen Arten, infolge der herrschenden Wettbewerbsspannung intensiver und länger anhaltend als in Reinkultur, obwohl sie in Mischkultur weniger von den auf gesprühten Chemikalien abbekommen haben.

3. Bezugsflächen im Weidelgras-Weißkleerasen

3.1. Charakterisierung des Bezugs-Ökosystems

Als wirklichkeitsnahes "Bezugs-Ökosystem" wurde ein homogener Bestand eines Weidelgras-Weißkleerasens (*Lolio-Cynosuretum* im Neuen Botanischen Garten der Universität Göttingen ausgewählt. Der ebene Boden, auf dem diese Pflanzengesellschaft wächst, ist ein ca. 60-80 cm mächtiger alluvialer Auelehm, der auf einem kalkreichen Talschotter liegt.

Der untersuchte Pflanzenbestand stellt eine relativ trockene (und deshalb *Ajuga*-arme) Variante der typischen Subassoziation dar, und zwar eine *Lolium*-Fazies, wie sie häufig vorkommt. Sie wurde und wird nicht beweidet sondern mehrmals in einer Vegetationsperiode geschnitten; sie ähnelt deshalb in ihrer Artenkombination den Mähweiden.

In der Umgebung Göttingens werden die Weidelgras-Weißkleeweiden heute größtenteils als Umtriebsweiden genutzt (RUTHSATZ 1970), d.h. immer nur kurze Zeit beweidet und am Ende von Ruhezeiten bei guter Witterung auch gemäht, um Heu zu gewinnen und das Aufkommen von Weideunkräutern zu verhindern. Sie enthalten deshalb ähnlich wie die Bezugsfläche einige Arten der ungedüngten Frischwiesen (*Arrhenatherion*), die nur wenig Verbiß ertragen (ELLENBERG 1982).

Die Fauna des untersuchten Bezugssystems ist artenärmer als die anderer Grünland-Ökosysteme in der Umgebung Göttingens (z.B. die Goldhaferwiese im Solling, vgl. ELLENBERG et al. 1979). Wie in allen Grünlandböden erreichen die Saprophagen (unter Ein-schluß der Mikrophytophagen) den höchsten Anteil an der tierischen Biomasse der Invertebraten. Die Phänologie der verschiedenen untersuchten Tiergruppen ist durch einen Anstieg in der Anzahl juveniler Tiere im Frühling/Frühsummer und durch die Überwinterung fast ausschließlich adulter Individuen gekennzeichnet.

3.2. Veränderungen im Bezugs-Ökosystem durch chemische Belastungen

3.2.1. Artenbestand der Primärproduzenten

Die verfügbare Fläche wurde in mehrere 4 x 4 m große Parzellen aufgeteilt; diese entsprechen dem Minimumareal des *Lolio-Cynosuretum*, das ELLENBERG (1956) mit ca. 5-10 m² angibt. Um die Wirkung von Umweltchemikalien zu erfassen, wurden unbehandelte und beim Ausbringen von Chemikalien sorgfältig abgeschirmte Kontrollparzellen mit Parzellen verglichen, die mit unterschiedlichen Dosierungen behandelt worden waren.

Die Bestimmung der floristischen Zusammensetzung und der Mengenverhältnisse erfolgte nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (ELLENBERG 1956) jeweils auf der gesamten Parzelle, und zwar 1981 in dreiwöchigem, 1982 in zweiwöchigem Abstand von Anfang Mai bis Mitte November. Im Jahre 1981 standen je zwei Parzellen pro Versuchsglied zur Verfügung, 1982 nur noch eine.

PCP als wässrige Suspension zur Zeit der Vollblüte von *Taraxacum officinale* und des Knospenstadiums von *Chrysanthemum leucanthemum* aufgespritzt, wirkt ausgesprochen herbizid. Der Löwenzahn und auch einige der selten auftretenden Kräuter (z.B. *Veronica chamaedrys*, *Cerastium holosteoides*, *Medicago lupulina*, *Bellis perennis* und *Glechoma hederacea*) verschwanden bereits kurze Zeit nach dem Besprühen, und zwar schon bei geringer Dosis.

Vertreter einer anderen Gruppe (*Trifolium repens*, *Chrysanthemum leucanthemum*, *Achillea millefolium*, *Plantago lanceolata*) blieben zwar präsent, aber in so geringen Mengen, daß man sie zu den deutlich Geschädigten zählen muß.

Mit sehr geringen Schäden, die nach der BRAUN-BLANQUET-Skala nur ungenau einzuschätzen sind, reagierten *Lolium perenne* und andere Gräser.

Atrazin, das in gleicher Weise wie PCP appliziert wurde, wirkte in den angewendeten Dosierungen weniger stark als PCP, aber keineswegs auf alle Arten schwächer. *Trifolium repens* und *Achillea millefolium* reagierten auf Atrazin eher etwas stärker als auf PCP, *Taraxacum officinale* und *Chrysanthemum leucanthemum* dagegen deutlich schwächer.

Als brauchbarer Maßstab für die Veränderung des Bestandes haben sich Ähnlichkeits-Koeffizienten erwiesen. Während der SØRENSEN-Index nur die Artenpräsenz, nicht aber den Deckungsgrad berücksichtigt, erfaßt die prozentuale Ähnlichkeit ("percentage similarity") nach SØRENSEN auch den letzteren (MUELLER-DOBBOIS, ELLENBERG 1974).

Abb.14 und 15 zeigen die Änderungen beider Koeffizienten während der Untersuchungszeit. PCP wirkt in den angewandten Dosierungen anders als Atrazin. Nach der PCP-Behandlung in beiden Jahren fiel der SØRENSEN-Index steil ab, weil einige Arten oberirdisch abgestorben waren. Im Laufe einer Vegetationsperiode gleicht sich der Index für die behandelten Parzellen wieder dem der Kontrolle an. Zu bemerken ist, daß sich 1982 diese Annäherung an den Ausgangszustand schneller vollzog als in dem feuchteren Jahr 1981.

Die prozentuale Ähnlichkeit mit der ersten Aufnahme pro Jahr nimmt im Laufe der Vegetationsperiode erwartungsgemäß ab, die der behandelten Parzellen jedoch steiler als die der Kontrollparzelle, weil einige Arten vorübergehend ausfielen oder zurückgingen. Warum die Abnahme 1982 geringer war als 1981 soll weiter unten erörtert werden. Durch Atrazin-Applikation wird der SØRENSEN-Index nur wenig verschoben (Abb.15). Der steile Abfall der prozentualen Ähnlichkeit im Jahr 1981 nach der Applikation von 40 mg Atrazin* m^{-2} weist aber auf eine starke Verschiebung in den Deckungsgraden hin.

Die Veränderungen des Artengefüges durch Chemikalieneinfluß können durch die sogenannten Dominanzstruktur-Kurven nach STÖCKER und DERGMANN (1977) noch besser veranschaulicht werden. Beispielhaft für alle Parzellen, Untersuchungstermine und Dosierungen seien in den Abbildungen 16 und 17 nur jeweils drei Untersuchungstermine (vor der Behandlung mit Chemikalien, kurze Zeit danach und im Herbst) in den Jahren 1981 und 1982 für PCP und Atrazin dargestellt. Für die notwendige Umrechnung der Deckungsgrade in Prozentwerte wurden die Angaben von HAEUPLER (1982) benutzt. Aus den Abbildungen ergibt sich ein diskontinuierlicher Verlauf der Sättigungskurven, weil der

Schätzung des Deckungsgrades nach BRAUN -BLANQUET eine bei hohen Deckungsgraden relativ grobe Klasseneinteilung zu Grunde liegt.

Bei Behandlung mit PCP verschwinden vor allem Arten mit geringen Deckungsgraden (Rezedente), während die dominanten Arten ihren Anteil an der Dominanzstruktur halten. Unter Atrazineinfluß dagegen gehen weniger die rezedenten Arten verloren; vielmehr nehmen einige dominante Arten in ihrem Deckungsgrad ab und werden zu subdominanten.

Im Jahre 1982 glichen sich die Unterschiede in der Dominanzstruktur rascher an als 1981 (Abb.16 und 17). Dies dürfte vor allem eine Folge der unterschiedlichen Witterung sein (Abb. 18).

Der Pflanzenbestand geriet 1982 durch die geringen Niederschläge und die hohen Temperaturen ca. 10 Wochen nach Applikation der Chemikalien so stark unter Wasserstreß, daß der Abstand zu den zusätzlich unter chemischer Belastung stehenden Parzellen geringer wurde. Denn auch in den Kontrollparzellen wurde der Deckungsgrad einiger Arten durch die Trockenheit vermindert, so daß die Vegetationsdecke lückig wurde. Nach Ende der Trockenperiode erholten sich alle Parzellen, behandelt oder unbehandelt, gleich schnell. Die Chemikalienwirkung auf die Wettbewerbsspannung und somit auf das Artengefüge des Pflanzenbestandes wurde 1982 durch einen natürlichen Streß (Trockenheit) überlagert. 1981 trat dagegen nie Wasserstreß auf, und es entstanden in den Parzellen keine Lücken im Pflanzenbestand, die auf Trockenheit zurückzuführen waren. Infolgedessen waren die Unterschiede zwischen behandelten und unbehandelten Flächen lang anhaltender.

In der phänologischen Entwicklung (Blühtermine, Streufalltermine etc.) ergaben sich für alle im Freiland untersuchten Chemikalien (PCP, Atrazin, p-Chloranilin, 2-Nitrophenol) keine Unterschiede zwischen behandelten und unbehandelten Parzellen. Jedoch ließen sich bei den regelmäßig wiederholten Beobachtungen abgestorbene Blätter oder Blattteile sehr gut protokollieren. Für eine Kontrollparzelle im Vergleich zu einer mit 0.5 g 2-Nitrophenol* m^{-2} 1982 (als wässrige Lösung auf den Pflanzenbestand gespritzt) behandelten Fläche gibt Abb.19 a und b neben der phänologischen Entwicklung auch das Auftreten und die Menge der geschädigten oder abgestorbenen Blätter wieder.

3.2.2. Phytomassen-Produktion

In den Jahren 1981 und 1982 wurde parallel zur Aufnahme der Deckungsgrade auch die Biomasse der Gräser, der krautigen Arten, der Streu und der Wurzeln bestimmt.

PCP bewirkte bis zu 84 Tagen nach der Applikation eine Verschiebung der Biomasse-Anteile zu Gunsten der Gräser. Die Anteile der Kräuter am Mähgut (d.h. an der Trockensubstanz der oberirdischen Teile sowie der Streu) ging dabei von ca. 14% in der Kontrollparzelle auf 1-3 % in den mit 0.5 bzw 2.0 g PCP* m^{-2} belasteten Flächen zurück (Abb.20a). Dies entspricht der Verminderung des Deckungsgrades der Kräuter bei gleichbleibenden Deckungsgraden der Gräser.

Für Atrazin konnte ein solcher Effekt nicht gesichert werden (Abb.20b), was die im ganzen schwächere Wirkung der angewandten Atrazindosen auf das Artengefüge der Pflanzen bestätigt.

Allerdings ließ sich für Atrazin in beiden Konzentrationsstufen ein doppelt so hoher Streufall feststellen (Abb.20c), der zwischen dem 16. und 56. Tag stattgefunden hatte. Erhöhter Streufall war bei PCP-Behandlung nur bis zum 16. Tag und nur bei hoher Dosierung zu messen (Abb.20d).

Die unterirdische Biomasse veränderte sich nicht in erkennbarem Maße. Aus methodischen Gründen war das auch nicht zu erwarten, da totes und lebendes Wurzelmaterial im großen Maßstab nicht voneinander getrennt werden konnte (WERNER 1983).

Auf den mit 0.5 g 2-Nitrophenol*m⁻² behandelten Parzellen ergab sich eine Verringerung der Leguminosen-Biomasse (vor allem *Trifolium repens*). An den Blättern des Weißklee wurden auch die meisten Nekrosen nach Aufbringung der Chemikalie beobachtet.

p-Chloranilin (0.25 und 1.0 g*m⁻² 1982 als wässrige Lösung aufgespritzt) verursachte im Bezugs-Ökosystem weder Veränderungen der Phytomasse als Ganzes noch der Anteile der einzelnen Arten.

3.2.3. Netto-Photosynthese einzelner Pflanzen

Auch in dem Bezugs-Ökosystem wurde der Verlauf der Nettophotosynthese nach Applikation von PCP und Atrazin an Einzelpflanzen verfolgt. Dabei wurde vor allem auf die Erfassung von kurzfristigen Auswirkungen der Chemikalie auf wichtige Arten der untersuchten Pflanzengesellschaften Wert gelegt. Neben *Lolium* und *Trifolium* waren dies gemeiner Löwenzahn (*Taraxacum officinale*), gemeine Schafgarbe (*Achillea millefolium*), Margerite (*Chrysanthemum leucanthemum*), Spitz-Wegerich (*Plantago lanceolata*) und Wiesen-Knäuelgras (*Dactylis glomerata*).

Die Tagesgänge der Nettophotosynthese wurden mit EDV über sogenannte Lichtsättigungskurven ausgewertet, weil zwischen Nettophotosynthese und Strahlung eine sehr enge Korrelation besteht. Dazu wird mathematisch die Funktionsgleichung für die Meßwerte der Nettophotosynthese eines Tages in Abhängigkeit von den jeweiligen Strahlungsbeträgen approximiert (s. Abb. 21 a und b). Diese Funktionsgleichung erlaubt zu jedem Meßtag Aussagen über

- die maximale Nettophotosynthese-Leistung der Pflanze bei Lichtsättigung,
- den Strahlungswert, an dem Lichtsättigung erreicht wird,
- die durchschnittliche nächtliche Dunkelatmung und
- die Beeinflussung der Nettophotosynthese durch die Strahlung (Steilheit der Kurve im linearen Bereich).

Werden die jeweiligen Maximalwerte der Netto-Photosynthese von fortlaufenden Tagen nach der Applikation zusammengestellt, so ergeben sich Kurvenverläufe, die mit denen der Untersuchungen im Gewächshaus (s. Abschnitt 2.4.1) direkt vergleichbar sind. Auch hier ist vor allem bei den breitblättrigen krautigen Arten eine Verminderung der Nettophotosynthese-Leistung zu erkennen: *Taraxacum officinale* erwies sich als empfindlichste Art aller untersuchten Pflanzen. Seine Schädigung war bereits kurze Zeit nach Applikation so stark, daß die Blattrosetten vertrockneten und zu einer Erholung nicht mehr fähig waren; doch bildeten sie sich später aus dem Hypokotyl neu. Dagegen war bei *Plantago*,

Chrysanthemum und Achillea ebenso wie bei Trifolium das Ausmaß der Schädigung geringer.

Neben der Konzentration von 0.5 g PCP*m-2 wurden an Lolium und Trifolium im Freiland auch Dosierungen von 0.25 g bzw 1 g PCP*m-2 appliziert. Es ergab sich eine klare Dosis-Wirkungsbeziehung, wobei gleiche Dosierungen auf Trifolium stärker wirkten als auf Lolium.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen den Bedingungen im Gewächshaus und im Freiland besteht darin, daß im Freiland außer den Chemikalien noch Faktoren eine limitierende Rolle für die Nettophotosynthese zu spielen vermögen, die im Gewächshaus unter Kontrolle gehalten werden. So löste eine während einer Trockenperiode im Sommer 1982 applizierte Dosis von 0.25 g PCP*m-2 eine größere Schädigung aus als eine während anhaltend guter Wasserversorgung applizierte Dosis von 0.5 g PCP*m-2.

In Abb. 22 erkennt man die längerfristigen Auswirkungen von 40 mg Atrazin*m-2 auf Trifolium repens und Lolium perenne. Später als bei den angewandten Dosierungen von PCP setzt bei Atrazin erst nach ca. 16 Tagen eine Erholung ein. Die Schädigung ist auch hier bei Trifolium wesentlich stärker ausgeprägt als bei Lolium. Einen Tag nach Applikation war der Weißklee während des gesamten Tages nicht zur Photosynthese fähig. Er atmete lediglich, und zwar umso stärker, je höher die Temperatur stieg. Neun Tage nach der Applikation war eine Erholung erkennbar, allerdings nur in den Vormittagsstunden. Erst 20 Tage nach Applikation war eine durch Atrazin verursachte Minderung der Nettophotosynthese nicht mehr feststellbar.

3.2.4. Artenbestand der Konsumenten

Am 31. Juli 1981 wurden PCP (0.5 und 2.0 g*m-2) und Atrazin (10 und 40 mg*m-2) aus ca 50 cm Höhe auf den Pflanzenbestand von vier 20 m² großen Parzellen aufgespritzt. In einem zweiten Versuchsansatz wurden im Frühjahr 1982 etwa 3 Wochen vor Applikation fünf 9 m² große Parzellen mit 0.5 mm dicken Blechen abgegrenzt. Die 50 cm breiten Bleche wurden 20 cm tief in den Boden eingegraben und eine grüne Beschattungsfolie am oberen Rand der Bleche befestigt. Das so entstandene Zelt soll eine Immigration von Tieren aus der Umgebung der Versuchsparzellen ausschließen. Der Pflanzenbestand von vier Versuchsparzellen wurde am 23. April 1982 mit Atrazin und PCP in den oben angewandten Konzentrationsstufen besprüht. Die fünfte Parzelle blieb als Kontrollfläche unbehandelt.

Die vom dritten Tag nach Applikation der Chemikalien an in 14 tägigen Rhythmus entnommenen Bodenproben wurden nach KEMPSON et al. (1963) extrahiert. Vertikalgräber unter den Lumbricidae konnten mit einer Formalinaustreibung erfaßt werden.

Von den sechs in der Weidelgras-Weißkleerasen vorkommenden Lumbricidenarten wies lediglich die streubewohnende Art Lumbricus castaneus eine signifikant erhöhte Mortalitätsrate auf. Besonders die Anwendung von 2.0 g PCP*m-2 verringerte ihre Siedlungsdichte. Aber auch auf den mit 40 mg Atrazin*m-2 und 0.5 g PCP*m-2 behandelten Parzellen sind die Unterschiede zur Kontrollfläche signifikant (CONRADY 1983).

Juvenile Lumbricidae der Arten Octolasion cyaneum und Octolasion lacteum wichen nach Applikation der Chemikalien in

tieferen Bodenschichten aus. Die Anzahl der in den Formolproben gefundenen juvenilen Lumbricidae dieser Gattung war wiederum besonders auf den mit PCP behandelten Flächen erhöht, und zwar um bis zu 50% gegenüber der Kontrolle.

Jungwürmer der hauptsächlich im Mineralboden - bis 10 cm Bodentiefe - lebenden Lumbricidenarten *Allolobophora chlorotica* und *Allolobophora rosea* reagierten noch 122 Wochen nach Anwendung der Chemikalien mit Aggregation, vermutlich an Orten geringer Chemikalienkonzentration. Dieses Verhalten äußert sich nicht in veränderten Werten der Individuendichte oder Biomasse. Der Vertikalgräber *Lumbricus terrestris* zeigt keinerlei Reaktion auf die Ausbringung von Atrazin oder PCP.

In dem Versuchsansatz mit fehlender Möglichkeit der Einwanderung im April bis Juni 1982 wurde die Siedlungsdichte der Collembola durch 40 mg Atrazin*m⁻² und durch beide PCP-Konzentrationen um über 50% reduziert (CONRADY 1983). Hauptsächlich betroffen von diesem Individuenrückgang sind die hemiedaphisch lebenden Gruppen der Isotomidae und Entomobryidae, die zahlenmäßig in der Gesamtpopulation der Springschwänze dominieren. Die euedaphisch lebenden Gruppen der Onychiuridae und Neelidae reagierten auf die Einflüsse der chemischen Stoffe mit vertikalen Wanderungen in tiefere Bodenschichten. Fehlender Zuwachs in der Population der Neanuridae weist auf eine gestörte Reproduktion der Collembola dieser Familie infolge der Wirkung der beiden Biocide hin.

Die Imagines und Larvenstadien der Staphylinidae reagierten auf die Anwendung von 40 mg Atrazin*m⁻² mit deutlich erhöhter Mortalität. Noch am Ende des Untersuchungszeitraumes ist dieser Effekt deutlich zu erkennen. Die Aufbringung von PCP führt zu einer Verringerung der Siedlungsdichte der Imagines. Zwei Monate nach Applikation werden diese Unterschiede zur Kontrollfläche offenbar durch Einsetzen der Schlüpfperiode einiger Staphylinidenarten aufgehoben.

Den Großteil der Spinnenpopulation bilden Kleinspinnen der Familie Erigonidae mit 70 bis 100% am Gesamtfang. Eine Aussage über eine Wirkung der Chemikalien auf die Individuen der Familien Theridiidae, Thomisidae, Lycosidae, Tetragnathidae und Linyphiidae ist aufgrund der sehr geringen Siedlungsdichte nicht möglich. Die Individuendichte der Erigonidae war nur nach Anwendung von 2.0 g PCP*m⁻² um über 70% reduziert. PCP schädigte auch die verschiedenen Entwicklungsstadien der Kleinspinnen (vgl. CONRADY 1983).

Die Siedlungsdichte der einzigen auf der Weide vertretenen Asselart, *Trachelipus rathkei*, sowie der Chilopoda, Elateridae, Curculionidae, Carabidae und der Ameisenart *Lasius niger*, war durch die Applikation der angewandten Chemikalien nicht beeinflusst worden.

In dem Versuchsansatz mit nicht unterbundener Immigration vom Juli bis Oktober 1981 ging die Populationsdichte der Collembola, Araneida und Staphylinidae nur kurzfristig zurück. Die Unterschiede zur Kontrollfläche wurden in kurzer Zeit durch Einwanderung ausgeglichen. Da die Applikation von 40 mg Atrazin*m⁻² die Streuschicht vermehrte, führte diese Ver-

änderung in der räumlichen Struktur des Lebensraumes zu einer stärkeren Entfaltung vor allem der Isotomidae, der Kleinspinnenart *Tiso vagans* und der Kurzflüglerart *Trachyporus chrysolinus*. Auch durch die Applikation von PCP wird der Streufall vergrößert. Eine Erhöhung in der Siedlungsdichte der untersuchten Tiergruppen konnte auf den mit PCP behandelten Flächen allerdings nicht festgestellt werden. Vermutlich hängt hier der ausbleibende Effekt mit einer länger anhaltenden toxischen Wirkung von PCP auf die Tiere zusammen. Zudem könnte die Anzahl der Bodenorganismen durch PCP vermindert worden sein (DOMSCH 1972).

Die Wirkung besonders der hohen Dosen beider Chemikalien äußerte sich 3 Tage nach Applikation in einer Verringerung der Artendiversität, berechnet nach dem MARGALEF-Index (MARGALEF 1958), bei den Araneida- und Staphylinidae-Populationen. Die rezistent im Grasland vertretenen Arten fehlten unmittelbar nach der Anwendung von Atrazin und PCP. Im Laufe der Zeit vermindern sich die Unterschiede zur Diversität auf den Kontrollflächen oder verschwanden ganz.

Die durch den Chemikalieneinfluß erhöhten Werte der Evenness für die Collembola-, Staphylinidae- und Araneida-Populationen zeigen eine wachsende Gleichverteilung der Individuen auf die in der jeweiligen Versuchsparzelle vorkommenden Arten an. Die dominanten Species wurden in ihrer Siedlungsdichte verringert, so daß auf den mit PCP und Atrazin behandelten Parzellen mehrere Arten gleichzeitig mit einem sehr ähnlichem Anteil an der gesamten Individuenzahl einer Population vorhanden waren.

In der Saprophagen-Nahrungskette wiesen zwar 3 Tage nach Kontamination die Zoophagen eine höhere Mortalität auf, infolge von Immigration oder Nachschub durch nicht abgetötete Ei- und Jugendstadien erreichte sie aber schneller ihre vorherige Populationsdichte als die Saprophagen (Abb. 23a und .b). Eine Ausnahme bilden die Spinnen, deren Siedlungsdichte bei fehlender Möglichkeit der Immigration auf der Kontrollfläche sogar 3 Monate nach Applikation noch nicht wieder erreicht wurde.

Die Intensität und Dauer der Verringerung der Individuendichte in beiden Nahrungsebenen nimmt bei fehlender Möglichkeit der Immigration in der Reihenfolge 10 mg Atrazin*m⁻², 0.5 g PCP*m⁻², 40mg Atrazin*m⁻², 2.0 g PCP*m⁻² zu.

3.3. Rückstandsgehalte im Bezugs-Ökosystem

Ähnlich wie im Modell-Ökosystem war auch im Bezugs-Ökosystem kein Atrazin-Rückstand nachweisbar.

Die Rückstandsmengen von PCP waren nach der 1. Ernte am 10.6.1981 (16 Tage nach Applikation) am größten und nahmen in der Regel mit wachsender Zeit nach der Applikation ab (Tab. 8). Auffällig ist, daß sich im unterirdischen Pflanzenmaterial die Rückstände länger nachweisbar waren als im oberirdischen.

Im Boden ist die Streuung der Rückstandsgehalte wesentlich höher als im Pflanzen- und Tiermaterial. Deshalb ist in diesem Kompartiment auch keine so gleichmäßige Abnahme der PCP-Mengen im Boden zu erkennen.

Ähnlich wie im Modell-Ökosystem war nach 10 Wochen (zwischen dem 37. und 84. Tag) mehr als 99% der PCP-Gabe aus dem System

verschwunden (Tab. 8).

Ein Vergleich mit Ergebnissen der Modell-Ökosystem-Versuche wird dadurch erschwert, daß wenige Tage nach Applikation starke Regenfälle einsetzten. Vom 2. bis 5. Juni 1981 fielen 101 mm Niederschlag; das entspricht etwa 10.6% der Jahressumme 1981. Durch dieses Ereignis ist vermutlich viel PCP von den Pflanzen ab- oder ausgewaschen worden und in den Boden gelangt. Dies kann auch die im Freiland höheren Rückstandsgehalte im Boden und in den Wurzeln der Pflanzen im Vergleich zum Modell-Ökosystem erklären.

Da das extrahierte Tiermaterial nur wenig Masse aufweist, mußte größtenteils auf eine Rückstandsanalyse verzichtet werden. Nur am Ende der Versuchsperiode 1982 wurde eine Formalin-Austreibung in großem Umfang durchgeführt, um genug Regenwurmmaterial für die Analyse zu erhalten.

Die Lumbricidenart *Allolobophora chlorotica* stellte sich dabei als guter Akkumulator für Chemikalien heraus (vgl. WHEATLEY, HARDMANN 1968, CONRADY 1983). Die PCP-Gehalte in den Geweben der Regenwürmer des Modell- und des Bezugssystems lagen 10 und 12 Wochen nach Applikation dieser Chemikalie (Tab. 9) in gleicher Größenordnung. Diese hohen Anreicherungen hängen sicher damit zusammen, daß diese Lumbricidenart ein Horizontalgräber im Mineralboden ist und in den oberen 10 cm bleibt, wo viel PCP vorhanden ist.

4. Schlußfolgerungen für die ökotoxikologische Beurteilung von Umweltchemikalien

Die vergleichende Messung der Nettophotosynthese-Leistung belasteter und unbelasteter Pflanzen zeigt im Fall von PCP und Atrazin Schädigungen auf, die in ihrem Verlauf sehr genau zu verfolgen sind. Diese Methode ist empfindlich genug, um Reaktionen bei subletaler Dosierung zu erfassen und die Empfindlichkeit einzelner Pflanzen gegenüber Chemikalien zu ermitteln. Sollen allerdings die Ergebnisse - an einzelnen Blättern oder Pflanzenteilen gemessen - auf die gesamte Population der untersuchten Art übertragen werden, so hat diese Methode ihre Grenzen erreicht. Bei der Messung werden die in die Küvette eingebauten Blätter isoliert, erhalten also einen Wettbewerbsvorteil, da sie nicht mehr um Raum und Licht mit benachbarten Pflanzen konkurrieren müssen.

In einer Population sind zudem immer Pflanzen oder Pflanzenteile mit verschiedenem physiologischen Allgemeinzustand vorhanden, die unterschiedlich intensiv auf die angewandte Chemikalie reagieren (vgl. Abb. 5). In die Küvette können immer nur wenige Blätter einer Pflanze eingeschlossen werden. Daher ist es nicht möglich, innerartliche und altersbedingte Unterschiede der Nettophotosynthese-Leistung und deren Veränderung durch chemische Belastung einwandfrei zu beurteilen.

Gegenüber der gleichen Dosis einer Chemikalie ergibt sich jeweils für die robusteste Pflanze ein Wettbewerbsvorteil. Sie kann wegen ihrer geringeren Schädigung oder ihrer schnelleren Regeneration im Pflanzenbestand stärker dominant werden. Ein Beispiel für diesen Effekt ist die steigende Dominanz von *Lolium perenne* im Konkurrenzversuch unter Einfluß von PCP, Atrazin und p-Chloranilin (vgl. Abb. 7a, 10a und 12a).

Unter Standardbedingungen sind die Dominanz- und Produktionsverhältnisse bei Mischkultur in einem für biotische Systeme relativ engen Rahmen reproduzierbar. Trotzdem kann bei einem solchen Test nie auf unbelastete Kontrollkulturen verzichtet werden. Erst durch Vergleich mit diesen sind eindeutige Aussagen möglich, weil dadurch jahreszeitlich bedingte oder sonstige Dispositions-Unterschiede ausgeschaltet werden.

Die Kombination von drei charakteristischen Primärproduzenten und zwei Destruenten eines Land-Ökosystems kann als Versuch gewertet werden, die synökologischen Verhältnisse in einem natürlichen System in standardisierten Kulturversuchen zu simulieren. Anders als in den bisher bekannten Modell-Ökosystemen (GILLET, GIL 1976, COLE, METCALF, SAMBORN 1976) wurden hier Arten kombiniert, die etwa in den gleichen Dominanzverhältnissen in natürlichen Ökosystemen vorkommen. Die wirklichen Wechselbeziehungen zwischen den Arten eines natürlichen Ökosystems sind aber so mannigfaltig, daß sie in einer Kultur aus drei Pflanzen und zwei Konsumenten der Zersetzerkette nicht wirklich nachzuvollziehen sind.

Dies gilt insbesondere für die Konsumenten im Modell-Ökosystem. Denn die Auswirkungen der chemischen Substanzen auf die Mortalität und Natalität von *Allolobophora chlorotica* im Modell-Ökosystem konnten in den Freilanduntersuchungen nicht bestätigt werden. In der Weidelgras-Weißkleeweide reagiert die Lumbricidenart auf die Einflüsse von PCP und Atrazin mit Aggregation in tieferen Bodenschichten, also offenbar an Orten geringer Chemikalienkonzentration. Im Modell-Ökosystem besteht die Möglichkeit zu einem solchen Ausweichen nicht. Wegen der großen Mobilität der Assel *Trachelipus rathkei* erwies sich diese Tierart als ungeeignet, sie in Gefäßen zu halten, die für ihren normalen Lebensraum zu klein sind. Ohnehin ist der Wert von Aussagen über die Einflüsse von Umweltchemikalien auf die Tierarten in dem Modell-Ökosystem eher als gering einzuschätzen. Man sollte sich deshalb mit den drei Primärproduzenten begnügen und Tiere aus dem Modell-Ökosystem zunächst weglassen. In jedem Fall kann es sich bei Labortests unter Standardbedingungen aber nur um Vorprüfungen und nicht um eigentliche Ökosystemtests handeln. Zeigen sich am Modell-Ökosystem Wirkungen einer Chemikalie, so müssen sich Versuche unter naturnäheren Bedingungen, also zB in Bezugs-Ökosystemen, anschließen, um die Auswirkungen unter natürlichen Verhältnissen beurteilen zu können.

Untersuchungen im Freiland sind aber wesentlich aufwendiger und weniger gut reproduzierbar als die weitgehend normierbaren Tests am Modell-Ökosystem, und eignen sich deshalb nicht für eine rasch orientierende Prüfung. Tests an Bezugs-Ökosystemen oder an den im Gelände gegebenen Lebensgemeinschaften werden vor allem durch zeitlich schwankende und kleinräumig ungleiche abiotische und biotische Umweltfaktoren erschwert, zB durch die Witterungsverhältnisse in verschiedenen Untersuchungsjahren, die Heterogenität des Artengefüges unterschiedlicher Untersuchungspartellen oder die Veränderung der Artenzusammensetzung und deren Phänologie im Laufe einer Vegetationsperiode.

In Freiland-Ökosystemen sind die Auswirkungen einer chemischen Belastung durch einmalige und kurzfristige Untersuchungen kaum zu erfassen und in jedem Falle schwer zu interpretieren. Sie erfordern außerdem große Flächen und bei gefährlichen Chemika-

lien besondere Schutz- oder Folgemaßnahmen. Räumliche Struktur und Altersstruktur einer Lebensgemeinschaft verändern sich mit deren Phänologie. Deshalb fallen verschiedene Applikationsformen (Spritzen, Stäuben, Eintrag durch Niederschlag oder durch Gase und Stäube sowie durch Untermischen in den Boden) und Applikationen zu verschiedenen Terminen sehr unterschiedlich aus. Schon aus diesen Gründen ist die Untersuchung der Artenzusammensetzung nur dann ein brauchbares Beurteilungsmaß für die Toxizität von Chemikalien, wenn ein strenger Vergleich zwischen belasteten und unbelasteten Parzellen unter gleichen biotischen und abiotischen Umweltbedingungen durchgeführt werden kann, und wenn genügend zahlreiche und genügend große Probeflächen für eine statistische Auswertung zur Verfügung stehen. Nur dann können die Verschiedenheiten in der Dynamik der Pflanzenbestände auf die Einwirkungsform den Zeitpunkt und die Andauer der Einwirkung der Chemikalie zurückgeführt werden.

Eine toxische Wirkung von Chemikalien kann sich in Veränderungen der Siedlungsdichte von Tieren ausdrücken. Atrazin und PCP, auf den Pflanzenbestand gesprüht, wirken fast ausschließlich auf die in der Streu- und Vegetationsschicht lebenden Invertebraten. Euedaphische Formen versuchen die Einflüsse dieser beiden Biocide durch vertikale Wanderung in größere Bodentiefen oder durch Aggregation an Orten geringer Chemikalienkonzentration zu kompensieren, ohne daß sich ihre Siedlungsdichte ändert. Die physikalische und chemische Beschaffenheit des Lebensraumes der Tiere ist offenbar für den Einfluss einer Chemikalie von großer Bedeutung. Bei Untersuchungen der Wirkung von Biociden auf die Siedlungsdichte von Tieren sollten deshalb auch Parameter wie Aggregationsverhalten und vertikales Ausweichverhalten berücksichtigt werden.

In Abhängigkeit von Ernährungsweise und Mobilität wirken Umweltchemikalien unter Umständen unterschiedlich. So wird die Populationsdichte der Zoophagen durch PCP und Atrazin nur kurzfristig vermindert. Die hemiedaphisch lebenden Formen der Saprophagen (Isotomidae, Entomobryidae, *Lumbricus castaneus*) dagegen erreichten bis zum Ende der Versuchszeiträume auf den mit Chemikalien behandelten Flächen nicht wieder diejenigen Individuendichten auf den Kontrollflächen. Die Fähigkeit zur Erholung, d.h. das Ausmaß und die Geschwindigkeit der Regeneration von Siedlungsdichten einzelner repräsentativer Tiergruppen aus unterschiedlichen trophischen Ebenen in der Nahrungspyramide, könnte gegebenenfalls als Indikator einer Schadstoffwirkung verwendet werden.

Möglicherweise könnte sich die hohe Mortalität der Saprophagen in der vorliegenden Untersuchung auch in einer Veränderung der Streuzersetzungsrates äußern. In Zukunft sollten deshalb einfach feststellbare "ökologische Indikatoren" direkt gemessen werden, zB die Streuzersetzungsrates, in der sich wichtige Funktionen des Ökosystems im Kreislauf seiner Stoffe und im damit verbundenen Energiefluß ausdrücken. Der Aussagewert solcher Parameter ist in der Regel eindeutig und bezogen auf spezifische Fragestellungen oft größer als derjenige von Messungen an den Tierpopulationen selbst.

Nicht nur chemische, sondern auch mechanische und andere Eingriffe in Ökosysteme können die Artendiversität, Evenness und

Dominanzstruktur von Tiergemeinschaften ändern. So wurde nach der Mahd der Weidelgras-Weißkleeeweide eine ähnlich ausgeprägte Veränderung der der Staphylinidengemeinschaft nachgewiesen wie nach der Applikation von Atrazin und PCP.

Herbizide können den Streufall erhöhen, indem sie zu vermehrtem Absterben von Pflanzenmaterial führen. Die räumliche Struktur eines Lebensraumes kann dadurch für Invertebraten mannigfaltiger werden; es entstehen also stärker differenzierte Mikrohabitate. Wenn dieser Effekt nur mit einer kurzfristigen Toxizität des Herbizids verbunden ist, reagieren Opportunisten (r-Strategen) auf solche sie begünstigenden Lebensbedingungen in einem Ökosystem unter Umständen durch eine Massenentwicklung. Herbizide können also durch indirekte Einflüsse, wie vermehrten Streufall und ein reichhaltiges Lückensystem, d.h. durch Faktoren, die in unbelasteten Systemen auf die Siedlungsdichte von Invertebraten limitierend wirken, durchaus zu einer Erhöhung der Individuenzahl einzelner Tierarten führen.

Die aufgezeigte Vielfalt möglicher Einflußnahmen von Chemikalien auf die Lebensgemeinschaft eines Grünlandes kann in kleinräumigen und extrem artenarmen Modell-Systemen, die nur stark vereinfachte Ausschnitte eines Systems repräsentieren, nicht simuliert werden. Auch aus diesem Grunde sollte man sich beim Einsatz von Modell-Ökosystemen zur Vorprüfung von Chemikalien auf die Kombination wichtiger Primärproduzenten beschränken.

Literaturverzeichnis

- BORNKAMM, R. 1961: Zur quantitativen Bestimmung von Konkurrenz-
kraft und Wettbewerbsspannung. -Ber. Dtsch. Bot. Ges. 74,
75-83
- BOYSEN-JENSEN, P. 1932: Die Stoffproduktion der Pflanze.
-G.Fischer Verlag Jena, 108 S.
- CHESTNUTT, D.B.J. 1971: Effects of white clover on the botanical
composition of swards of ryegrass, timothy and meadow fescue
and mixtures of these three. -J. Brit. Grassld. Soc. 26,
35-39
- CHIO, H., SANBORN, J.R. 1978: The metabolism of Atrazine,
Chloramben and Dicamba in earthworms (*Lumbricus terrestris*)
from treated and untreated plots. -Weed Sci., 26(4), 331-335
- COLE, L.K., METCALF, R.L., SANBORN, J.R. 1976: Environmental
fate of insecticides in terrestrial model ecosystems.
-Intern. J. Environmental Stud. 10, 7-14
- CONRADY, D. 1983: Ökologische Untersuchungen über die Wirkung
von Umweltchemikalien auf die Tiergemeinschaft eines Grün-
landes -Diplomarbeit Univ. Göttingen, 83 S.
- DOBLEN, W.H. VAN (1955): Concurrentie tussen haver en zomergerst
op een pH-trappenproefveld.
-Verslag Centr.-Inst. Landbouwk. Onderz. 128-131
- DOMSCH, K.H., 1972: Einfluß von Pestiziden auf mikrobielle Pro-
zesse und ökologische Beziehungen im Boden. -Ber. Landw.,
50, 392-403
- ELLENBERG, H. 1956: Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde.
-Reihe Phytologie. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 136 S.
- ELLENBERG, H. 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in
ökologischer Sicht. -3. Aufl. Eugen Ulmer Verlag Stuttgart,
989 S.
- ELLENBERG, H., SCHAUERNANN, J., ULRICH, B., FUNKE, W., HELLER, H.
Ökosystemforschung im Solling - eine knappe Synthese -.
-Beilage zum Antrag der Universität Göttingen auf einen
Sonderforschungsbereich Terrestrische Ökosysteme Göttingen,
66 S.
- FREITAG, D., WEISGERBER, I., KLEIN, W., KORTE, F. 1974: Schick-
sal von Hexachlorbenzol-14C in Sommerweizen und Boden nach
Saatgutbehandlung. -Chemosphere 4, 139-142
- GILLET, J.W., GILE, J.D. 1976: Pesticide fate in terrestrial
ecosystems -Intern. J. Environmental Stud. 10, 15-22

- HAEUPLER, H. 1982: Eveness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation - Untersuchung zum Diversitätsbegriff. -Habilschr. Univ. Göttingen 268 S. (unveröffentlicht)
- HARTMANN, G. 1982: Die Produktion verschiedener Klone von *Lolium perenne*, *Trifolium repens* und *Ajuga reptans* in Rein- und Mischkultur auf unterschiedlichen Bodensubstraten. -Diplomarbeit Univ. Göttingen 104 S.
- HEINISCH, E. 1978: Biogeochemische Kreisläufe persistenter organischer Verbindungen. Dargestellt am Hexachlorbenzol. -Sitzber. Akad. Wiss. DDR 1978. 20N, Akademie Verlag Berlin, 67 Seiten
- KEMPSON, D., LLOYD, M., GHELARDI, R. 1963: A new extractor for woodland litter -*Pedobiologia*, 3, 1-21
- KOCH, W., LANGE, O.L., SCHULZE, E.-D. 1971: Ecophysiological investigations on wild and cultivated plants in the Negev Desert. I. Methods: A mobile laboratory for measuring carbon dioxide and water vapour exchange. -*Oecologia* (Berlin) 8, 296-309
- LAMPETER, W. 1959/60: Gegenseitige Beeinflussung höherer Pflanzen in bezug auf Sproß- und Wurzelwachstum, Mineralstoffgehalt und Wasserverbrauch, untersucht an einigen wirtschaftlichen Futterpflanzen. -Wiss. Z. Univ. Leipzig, Math. Nat. 9, 611-722.
- MARGALEFF, R. 1958: Information theory in ecology -*Gen.Syst.* 3, 36-71
- MUELLER-DONBOIS, D., ELLENBERG, H. 1974: Aims and methods of vegetation ecology. -John Wiley & Sons, New York 547 S.
- RUNDEL, P.W., LANGE, O.L. 1980: Water relations and photosynthetic response of a desert moss. -*Flora* 169, 329-335
- RUTHSATZ, B. 1970: Die Grünlandgesellschaften um Göttingen. -*Scripta Geobotanica* 2, 31 S.
- SCHULZE, E.-D., LANGE, O.L. 1972: A digital registration system for net photosynthesis and transpiration measurements in the field and an associated analysis of errors. -*Oecologia* (Berlin) 10, 151-166
- SCHUPPENER, H. 1974: Die Aufnahme von Pentachlorphenol (PCP) aus Anzuchtlösungen durch Mais - Eine methodische Studie zur Ökochemie lipophiler, toxischer Verbindungen. -Diss. Univ. Göttingen 105 S.
- SEIDEL, K. 1974: Eliminierung von Pentachlorphenol durch Pflanzen in Gewässern. -*Naturwissenschaften* 61, 81

STÖCKER, G., BERGMANN, A. 1977: Ein Modell der Dominanzstruktur und seine Anwendung. 1. Modellbildung, Modellrealisierung, Dominanzklassen. -Arch. Naturschutz und Landschaftsforsch., Berlin 17, 1, 1-26

WALTER, H. 1955: Klimadiagramme als Mittel zur Beurteilung der Klimaverhältnisse für ökologische, vegetationskundliche und landwirtschaftlich Zwecke. -Ber. Dtsch. Bot. Ges. 68, 331-344

WERNER, W. 1983: Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt einiger Pflanzenbestände. -Scripta Geobotanica 16, 95 Seiten

WERNER, W., ELLENBERG, H., KHAIRY, A., MÜLLER-WEGENER, U., SCHAEFER, M., STICKAN, W., STRÜVE-KUSENBERG, R., ZIECHMANN, W. 1983: Auswirkungen und Verteilung von Umweltchemikalien in einem Land-Ökosystem-Modell. -Verh. Ges. ök., 10 (11. Jahrestagung Mainz 1981) im Druck

WHEATLEY, G.A., HARDMANN, J.A. 1968: Organochlorine insecticide residues in earthworms from arable soils. -J. Sci. Food Agric. 19, 219-225

WIT, G.T. DE 1960: On competition. -Vers. landbouwk. Onderz. 66.3, 82 S.

* Verzeichnis der Abbildungsunterschriften:

Abb.01: Pflanzgefäß und Konkurrenzverband der drei Pflanzenarten im Modell-Ökosystem

Abb.02: Nettoproduktion der drei Arten in Rein- und Mischkultur unter Standardbedingungen im Klimaschrank in Abhängigkeit von der Laufzeit der Versuche. Die Punkte stellen die Mittelwerte zahlreicher Messungen und die senkrechten Linien die 95% Vertrauensbereiche dar.

Abb.03: Dreidimensionale Darstellung der Netto-Photosynthese von *Trifolium repens* in Abhängigkeit von der Strahlung und der Lufttemperatur. Verarbeitet wurden alle Daten der Kontrollpflanzen in der Vegetationsperiode 1981.

Abb.04: Auf die Kontrolle (=100%) bezogene Netto-Photosyntheseleistung von *Lolium perenne*, *Trifolium repens* und *Ajuga reptans* unter optimalen Licht-, Temperatur- und Feuchtebedingungen unter Einwirkung von 0.5 g PCP*m-2.

Abb.05: Relative Netto-Photosynthese verschieden alter Sprosse von *Lolium perenne* unter optimalen Licht-, Temperatur- und Feuchtebedingungen bei Einwirkung von 0.5 g PCP*m-2.

- Abb.06: Nettoproduktion von Lolium, Ajuga und Trifolium in Rein- und Mischkultur sowie im Modell-Ökosystem in Abhängigkeit von Atrazingaben. Die Punkte stellen die Mittelwerte aus 8 Parallelen, die senkrechten Linien die 95% Vertrauensbereiche dar.
- Abb.07a: Relative Biomasseanteile von Lolium, Ajuga und Trifolium an den Mischkulturen unter Atrazineinfluß.
- Abb.07b: Sproß-Wurzel-Verhältnis von Lolium, Ajuga und Trifolium in Rein- und Mischkultur unter Atrazineinfluß.
- Abb.07c: relative Wüchsigkeit der drei Arten in Mischkultur unter Atrazineinfluß (rel. Wüchsigkeit = Produktion Art A/Produktion Art B).
- Abb.07d: Verdrängungskoeffizienten der drei Arten in Mischkultur unter Atrazineinfluß (Verdrängungskoeffizient = Produktion der Art A in Reinkultur/Produktion der Art A in Mischkultur).
- Abb.08: Nettoproduktion von Lolium, Ajuga und Trifolium in Rein-, Mischkultur und im Modell-Ökosystem in Abhängigkeit von PCP (in wässriger Suspension auf den Pflanzenbestand aufgespritzt. Erläuterungen vgl. Abb. 6).
- Abb.09: Zeitlicher Verlauf der Nettoproduktion der drei im Modell-Ökosystem konkurrierenden Arten nach Aufspritzen einer wässrigen Suspension von PCP (Erläuterungen vgl. Abb. 6).
- Abb.10a bis d: Relative Biomasseanteile (a), Sproß-Wurzel-Verhältnis (b), relative Wüchsigkeit (c) und Verdrängungskoeffizienten (d) von Lolium, Ajuga und Trifolium 10 Wochen nach Aufspritzen einer wässrigen Suspension von PCP (Erläuterungen vgl. Abb. 7 a-d).
- Abb.11: Nettoproduktion von Lolium, Ajuga und Trifolium in Rein-, Mischkultur in Abhängigkeit von p-Chloranilingaben (Erläuterungen vgl. Abb.6).
- Abb.12a bis d: Relative Biomasseanteile (a), relative Wüchsigkeit (b), Sproß-Wurzel-Verhältnis (c) und Verdrängungskoeffizienten (d) von Lolium, Ajuga und Trifolium 10 Wochen nach Aufspritzen einer wässrigen p-Chloranilin-Lösung (Erläuterungen vgl. Abb. 7 a-d).
- Abb.13: Auswirkungen von Atrazin (a), p-Chloranilin (b) und PCP (c) auf die Summe der Nettoproduktion der drei Arten in Rein-, Mischkultur und im Modell-Ökosystem (Erläuterungen vgl. Abb. 6).
- Abb.14: Zeitlicher Verlauf des SØRENSEN-Index (Csorensen) und der prozentualen Ähnlichkeit (PS) der mit PCP behandelten Parzellen und der Kontrollen. 1981 zwei parallele Serien, 1982 nur eine Serie. $Cs\ddot{o}rensens = (2a/b+c)*100$ a: Zahl der gemeinsamen Arten in Aufnahme A und B. b: Zahl der Arten, die nur in Aufnahme A vorkommen. c: Zahl der Arten, die nur

in Aufnahme B vorkommen. $PS = (2 * \sum \min(n, m) / (\sum n + \sum m)) * 100$
 $\min(n, m)$: kleinerer Deckungsgrad der Art, die in den Aufnahmen N und M gemeinsam sind (+ = 0.1).

Abb.15: Zeitlicher Verlauf des SØRENSEN-Index und der prozentualen Ähnlichkeit der mit Atrazin behandelten Parzellen und der Kontrollen (Erläuterungen vgl. Abb.14).

Abb.16: Dominanzstruktur an jeweils drei Untersuchungsterminen 1981 und 1982 der mit PCP behandelten Parzellen und der Kontrollen. $h_i = p_i * \ln 1/p_i$; $p_i = n_i / N$; n_i : Deckungsgrad der Art i in Prozent. $N = \sum n_i$: Summe der Deckungsgrade aller Arten einer Aufnahme in Prozent.

Abb.17: Dominanzstruktur an jeweils drei Untersuchungsterminen 1981 und 1982 der mit Atrazin behandelten Parzellen und der Kontrollen (Erläuterungen vgl. Abb. 16).

Abb.18a: Klimadiagramm von Göttingen nach WALTER (1955).

Abb.18b: Klimatogramm des Untersuchungszeitraumes (Temperatur und Niederschläge wurden in Bestandeshöhe gemessen).

Abb.19a: Phänologisches Diagramm einer Kontrollparzelle von 1982. Erläuterungen: .1 Pflanze hat einige Blätter entfaltet .2 Pflanze vegetativ voll entwickelt .3 Pflanze trägt Knospen .4 Pflanze blüht .5 Pflanze ist verblüht .6 Pflanze zeigt durch Chemikalieneinfluß geschädigte Organe .7 Pflanze ist weniger als 50 % vergilbt .8 Pflanze ist mehr als 50 % vergilbt .9 Pflanze ist oberirdisch abgestorben

Abb.19b: Phänologisches Diagramm einer mit 0.5g 2-Nitrophenol*m-2 belasteten Parzelle sowie Deckungsgrad der geschädigten bzw. abgestorbenen Blätter (Erläuterungen vgl. Abb.19a).

Abb.20a und b: Relativer Anteil der Trockensubstanz krautiger Arten am Mähgut 1981 (Mähgut: Trockensubstanz oberirdischer Teile der Gräser, der Kräuter und der Streu) bei PCP-Behandlung (a) und Atrazin-Behandlung (b). Die waagerechten Linien unterhalb der Abszisse verbinden solche Mittelwerte miteinander, die sich bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $P \leq 5\%$ nicht unterscheiden.

Abb.20c und d: Relativer Anteil der Streu-Trockensubstanz am Mähgut 1981 bei PCP-Behandlung (c) und Atrazin-Behandlung (d) (Erläuterungen vgl. Abb. 20 a u. b).

Abb.21a: Lichtsättigungskurve von *Trifolium repens* ohne Einfluß von Chemikalien im Bezugs-Ökosystem. Die Netto-Photosynthese ist auf die Blattfläche bezogen ($\text{mg CO}_2 \cdot \text{dm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$). Die Werte für A, B und C legen die Gleichung der Exponentialfunktion ($Y = A + B * C^{**0.01 * X}$, wobei Y die Nettophotosynthese und X die Strahlung bedeutet) fest, die den Meßpunkten rechnerisch angepaßt wurde. Um den rechnerischen Wert C nicht zu nahe an 1 zu bringen und damit über Rundungsfehler Ungenauigkeiten zu verursachen, wurde die Strahlung um den Faktor 0.01 reduziert. Bei weiteren Umformungen wird später das Ergebnis um diesen Faktor wieder korrigiert.

Abb.21b: Lichtsättigungskurve von *Trifolium repens* unter Einfluß von 40 mg Atrazin*^m-2 1 Tag nach Applikation im Bezugs-ökosystem (Erläuterungen vgl. Abb. 21a).

Abb.22: Netto-Photosynthese von *Trifolium repens* und *Lolium perenne* (schraffierte Punktscharen) im Bezugs-ökosystem nach Applikation von 40 mg Atrazin*^m-2 in Bezug auf die jeweilige Kontrolle. Berücksichtigt wurden nur Meßabschnitte mit mindestens 20 Minuten konstanter Photosynthese-Leistung.

Abb.23a: Einfluß von PCP auf die "Nahrungspyramide" für Saprophage und Zoophage der Weidelgras-Weißkleeweide. August bis Oktober 1981 bei möglicher Immigration, April bis Juli 1982 bei fehlender Möglichkeit zur Einwanderung (N.A. = nach Applikation).

Abb.23b: Einfluß von Atrazin auf die "Nahrungspyramide" für Saprophage und Zoophage der Weidelgras-Weißkleeweide (wie Abb. 23a). Immigration, April - Juli 1982 fehlende Möglichkeit der Einwanderung (N.A. - nach Applikation).

Tabelle 1: Bodenkundliche Kenndaten der im Modell-
Ökosystem verwendeten LÖB-Schwarzerde

Volumengewicht		1.17 g/cm ³	
C _{org}	Wösthoff-Bestimmung	1.42 %	
CO ₃	nach Scheibler	2.80 %	
N _t	nach Kjeldahl	0.13 %	(C/N-Verhältnis 11)
pH	in H ₂ O gemessen	6.9	
Sand	} nach Atterberg	15 %	} (Bodenart: schluffiger Lehm)
Schluff		61 %	
Ton		24 %	
Gefüge		Krümelgefüge	
Herkunft		seit 1 1/2 Jahren brachliegender Garten in Algermissen (Kreis Hildesheim), es wurde nur der A _n -Horizont, ca 60-90 cm mächtig, entnommen	
Bodentyp		leicht degradierte Schwarzerde	

Tabelle 2: Variationskoeffizienten als Maß für die Reproduzierbarkeit einiger Produktions- und Konkurrenzmaße in Mischkultur (MK) und in Reinkultur (RK).

		mit Früh-Sommerwerten		ohne Früh-Sommerwerte	
		RK	MK	RK	MK
Produktion in g/Pflanze und 10 Wochen					
Lolium	oberirdisch	35.4	39.6	20.9	22.2
	unterirdisch	57.6	75.6	35.9	57.4
	gesamt	39.0	46.1	23.0	29.0
Ajuga	oberirdisch	39.2	66.5	39.5	72.2
	unterirdisch	36.4	60.3	39.8	68.4
	gesamt	37.6	63.2	39.5	70.2
Trifol.	oberirdisch	57.1	58.3	56.3	55.3
	unterirdisch	56.3	98.9	67.0	83.5
	gesamt	53.2	66.1	59.4	62.3
Summe der drei Arten		27.0	30.9	24.1	16.5
Sproßzahl Lolium					
		16.1	14.8	19.7	14.6
Blattzahl Ajuga					
		12.1	26.9	14.7	26.1
Blattzahl Trifolium					
		40.2	52.7	50.9	56.4
Dominanz (relative Biomasseanteile)					
Lolium		31.5	26.8	23.6	23.6
Ajuga		17.9	54.9	20.2	63.7
Trifolium		64.1	74.0	42.9	67.5
Relative Anteile an der Produktion einer Art					
Lolium	oberirdisch	5.0	8.1	4.3	8.2
	unterirdisch	21.8	31.2	17.2	28.6
Ajuga	oberirdisch	12.8	15.9	13.2	8.9
	unterirdisch	25.0	25.3	23.3	11.7
Trifol.	oberirdisch	11.3	13.4	6.2	11.8
	unterirdisch	22.3	25.2	10.4	18.8
Blattflächenindex (LAI)					
Lolium		25.0	29.6	24.1	33.5
Ajuga		26.5	51.4	33.9	64.4
Trifolium		57.6	68.6	64.7	76.1

Tabelle 3: Untersuchte Chemikalien, Applikationsformen, Dosierungen, Kulturarten und Laufzeiten der Versuche.

Chemikalie	Dosierung	Applikationsform	Kulturart	Laufzeit
Hexachlorbenzol (HCB)	0,10,20,50,100 mg/kg Trockenb.	kristallin unter das Bodensubstrat gemischt	Modell-Ökosystem unter Freiland- Klimabedingungen	Juli bis Mitte September 1980
Pentachlorphenol (PCP)	0,5,10,20,50 mg/kg Trockenb.	kristallin unter das Bodensubstrat gemischt	Modell-Ökosystem im Klimaschrank	Oktober bis Mitte Dezember 1980
	0, 0.5, 2.0 g/m ²	als wässrige Sus- pension auf den Pflanzenbestand gesprüht	Modell-Ökosystem als Zeitversuch, Rein- und Misch- kulturen im kli- matisierten Ge- wächshaus	August bis Mitte Oktober 1981
Atrazin	0, 10, 20, 40 mg/m ²	als Gießwasser dem Bestand zugefügt	Modell-Ökosystem im Klimaschrank, Rein- und Misch- kulturen im kli- matisierten Ge- wächshaus	Februar bis Mitte Mitte April 1981
p-Chloranilin	0,0.25,1.0,2.0 g/m ²	als wässrige Lö- sung auf den Pflan- zenbestand ge- sprüht	Rein- und Misch- kulturen im kli- matisierten Ge- wächshaus	September bis Mitte November 1982
2,4-Dichlorphen- oxyessigsäure (2,4-D)	0,12.5,100,200 g/m ²	als wässrige Lö- sung auf den Pflan- zenbestand ge- sprüht	Modell-Ökosystem unter konstanten Lichtbedingungen, Rein- und Misch- kulturen im klima- tisierten Gewächs- haus	Mai bis Mitte Juli 1982

Tabelle 4: Prozentuale Anteile der einzelnen Arten an der Summe der HCB-Rückstände aller in das Modell-Ökosystem eingebrachten Organismen. Die prozentualen Biomasseanteile sind in Klammern gesetzt.

Dosierung (ppm)	0	10	20	50	100
<i>Lolium perenne</i>	92.55(84.57)	87.90(86.21)	88.80(88.24)	83.58(89.81)	83.82(90.96)
<i>Ajuga reptans</i>	3.40(10.46)	1.14(8.14)	1.60(7.42)	1.57(6.79)	1.87(5.79)
<i>Trifolium repens</i>	2.11(1.87)	5.03(3.56)	2.16(1.97)	1.70(0.75)	1.97(1.26)
Σ Pflanzen	98.06(96.90)	94.07(97.91)	92.56(97.63)	86.85(97.35)	87.66(98.01)
<i>Allolobophora chlorotica</i>	1.94(3.10)	5.93(2.09)	7.44(2.37)	13.15(2.65)	12.34(1.99)
Σ Organismen	100.0(100.0)	100.0(100.0)	100.0(100.0)	100.0(100.0)	100.0(100.0)

Tabelle 5: Prozentuale Verteilung der HCB-Rückstände auf die Ökosystem-Kompartimente.

Dosierung (ppm)	0	10	20	50	100
Pflanzen	2.32	0.55	0.34	0.12	0.07
Tiere	0.05	0.03	0.03	0.02	0.01
Σ Organismen	2.37	0.58	0.37	0.14	0.08
Boden	97.63	99.42	99.63	99.86	99.92
Σ System	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Tabelle 6: Rückstandsmengen(μg PCP/ m^2) und der relative Anteil des Rückstands an der verabreichten PCP-Menge (in %) 10 Wochen nach Applikation.

PCP-Gabe g/ m^2	Lolium				Ajuga			Trifolium			Würmer	Boden	Σ System
	Blätter	Streu	Wurzeln	gesamt	Blätter	Wurzeln	gesamt	Blätter	Wurzeln	gesamt	Würmer	Boden	Σ System
Mischkultur													
0.0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0
0.5	92.6 0.019	14.1 0.002	0 0	106.7 0.021	128.4 0.026	0 0	128.4 0.026	1.5 0.000	0 0	1.5 0.000	634.4 0.127	0 0	870.9 0.174
2.0	62.4 0.003	32.9 0.002	9.3 0.000	104.6 0.005	117.4 0.006	21.1 0.001	138.5 0.007	0.2 0.000	0 0	0.2 0.000	1145.0 0.057	0 0	1388.6 0.069
Reinkultur													
0.0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0
0.5	324.8 0.065	191.6 0.038	0 0	516.4 0.103	1300.7 0.260	86.8 0.017	1387.5 0.277	1020.3 0.204	40.5 0.008	1060.8 0.212	- -	0 0	2964.7 0.593
2.0	790.8 0.040	328.9 0.019	0 0	1119.7 0.059	4160.2 0.208	86.6 0.004	4246.8 0.212	416.1 0.021	106.7 0.005	522.8 0.026	- -	0 0	5943.3 0.297

70 -

Tabelle 7: Vergleich der PCP-Rückstandsmengen in Rein- und Mischkultur
in µg PCP/Pflanze 10 Wochen nach Applikation.

PCP-Gabe g/m ²	Lolium				Ajuga				Trifolium			
	Blätter	Streu	Wurzeln	gesamt	Blätter	Streu	Wurzeln	gesamt	Blätter	Streu	Wurzeln	gesamt
Mischkultur												
0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.5	1.23	1.79	0	3.02	0.77	0.49	0	1.26	0.010	0.005	0	0.015
2.0	1.07	6.75	0.35	8.17	0.01	1.14	0.21	1.36	0.001	0.001	0.001	0.003
Reinkultur												
0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.5	0.31	1.09	0	1.40	0.65	1.80	0.55	3.00	2.830	0.113	0.117	3.060
2.0	0.83	2.73	0	3.56	0.81	4.74	0.71	6.26	0.690	0.514	0.308	1.512

Tabelle 8: PCP-Rückstand in mg PCP/m² und der relative Anteil des Rückstands an der verabreichten PCP-Gabe (in %) im Bezugs-Ökosystem.

25.5. Applikation	20.7. Mahd				15.9. Mahd					
Erntedatum	10. 6.81		1. 7.81		17. 8.81		4. 9.81		7.10.81	
Tage nach Applikation	16		37		84		102		135	
PCP-Gabe in mg/m²	500	2000	500	2000	500	2000	500	2000	500	2000
Krautige	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.5 0.02	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00
Gräser	1.0 0.20	3.2 0.16	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00
Stoppeln	0.9 0.18	3.1 0.16	0.6 0.12	0.0 0.00	0.4 0.08	0.3 0.02	0.0 0.00	0.3 0.02	0.0 0.00	0.0 0.00
Wurzeln	1.0 0.20	5.4 0.27	0.0 0.00	2.3 0.12	1.8 0.36	0.1 0.01	0.0 0.00	0.3 0.04	0.0 0.02	0.0 0.00
Streu	0.0 0.00	1.6 0.08	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00	0.0 0.00
Σ oberirdisch	1.9 0.38	7.9 0.40	0.6 0.12	0.5 0.02	0.4 0.08	0.3 0.02	0.0 0.00	0.3 0.02	0.0 0.00	0.0 0.00
Σ unterirdisch	1.0 0.20	5.4 0.27	0.0 0.00	2.3 0.12	1.8 0.36	0.1 0.01	0.0 0.00	0.8 0.04	0.1 0.02	0.0 0.00
Σ Pflanzen	2.9 0.58	13.3 0.67	0.6 0.12	2.8 0.14	2.2 0.44	0.4 0.03	0.0 0.00	1.1 0.06	0.1 0.02	0.0 0.00
Boden 0-10cm	0.0 0.00	53.2 2.66	0.0 0.00	0.0 0.00	2.2 0.44	0.4 0.02	0.0 0.00	0.0 0.00	1.0 0.20	0.0 0.00
Boden 10-30cm	5.0 1.00	5.4 0.37	0.0 0.00	0.0 0.00	5.9 1.18	8.2 0.41	9.8 1.96	11.7 0.58	2.4 0.48	0.0 0.00
Summe	7.9 1.58	71.9 3.60	0.6 0.12	2.8 0.14	10.3 2.06	9.0 0.46	9.8 1.96	12.7 0.64	3.5 0.70	0.0 0.00

vom 2. bis 5.6.1981, kurz nach der Applikation, fielen 101 mm Niederschlag, das entspricht 10.6 % der Jahressumme.

Tabelle 9: PCP-Rückstandsmengen in den Regenwürmern verschiedener Versuchsp parallelen (μg PCP/g Trockengewicht) im Modell- und Bezugs-Ökosystem bei gleicher Applikationsform 10 Wochen nach Aufbringung der Chemikalie.

PCP-Gabe g/m ²	\bar{x}	Minimum	Maximum
Modell-Ökosystem			
0.0	0	0	0
0.5	52.9	16.7	120.6
2.0	95.5	44.0	195.5
Bezugs-Ökosystem			
0.0	0	0	0
0.5	35.6	31.2	40.8
2.0	89.3	82.8	95.6

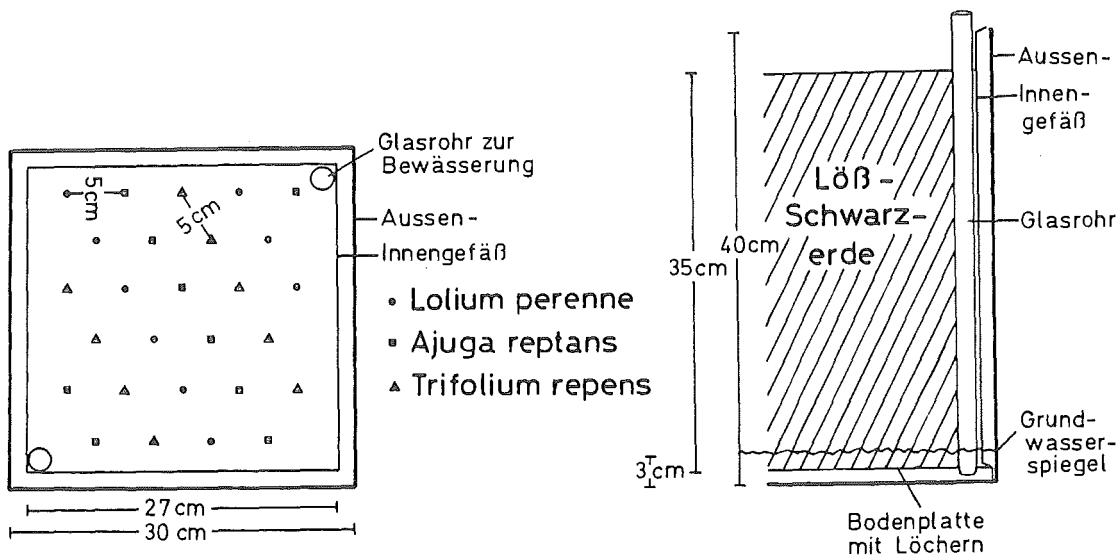


Abbildung 1

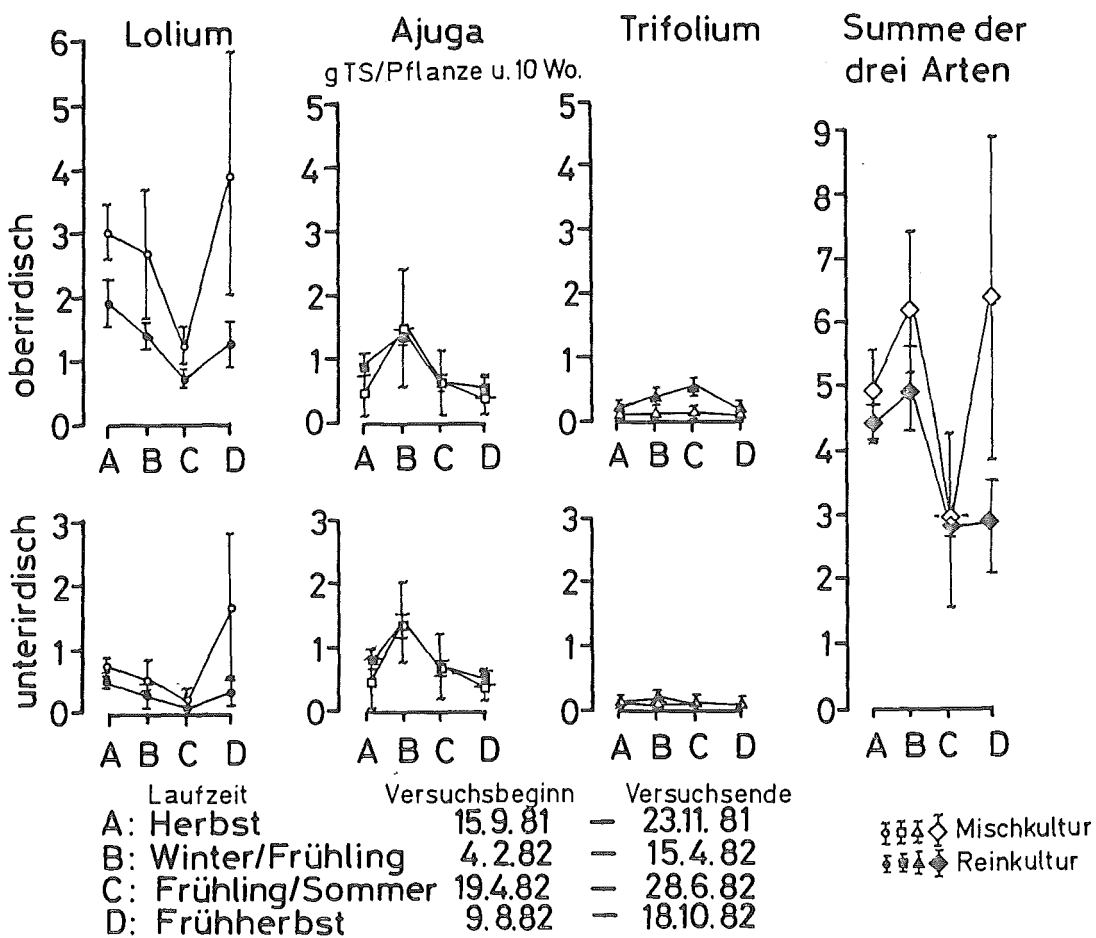


Abbildung 2

Trifolium repens 1981

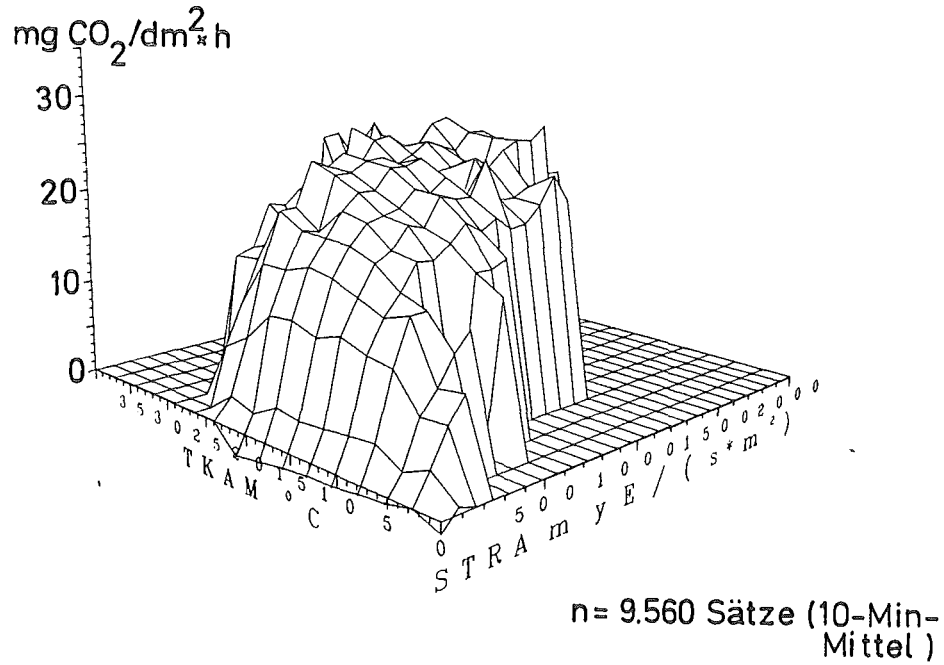


Abbildung 3

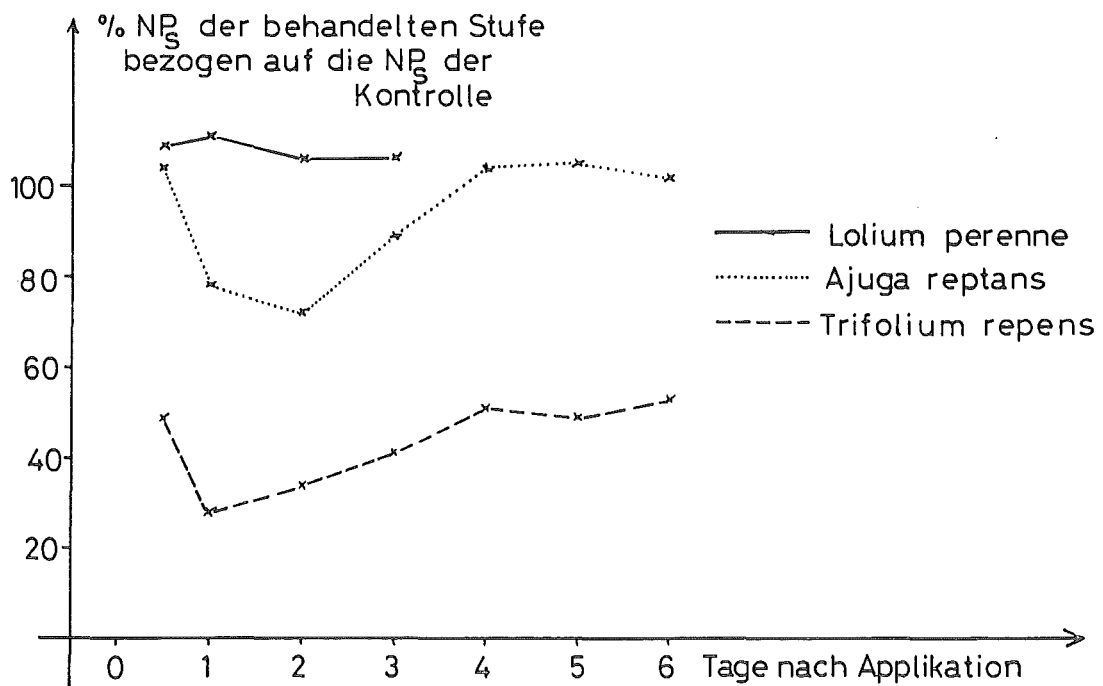


Abbildung 4

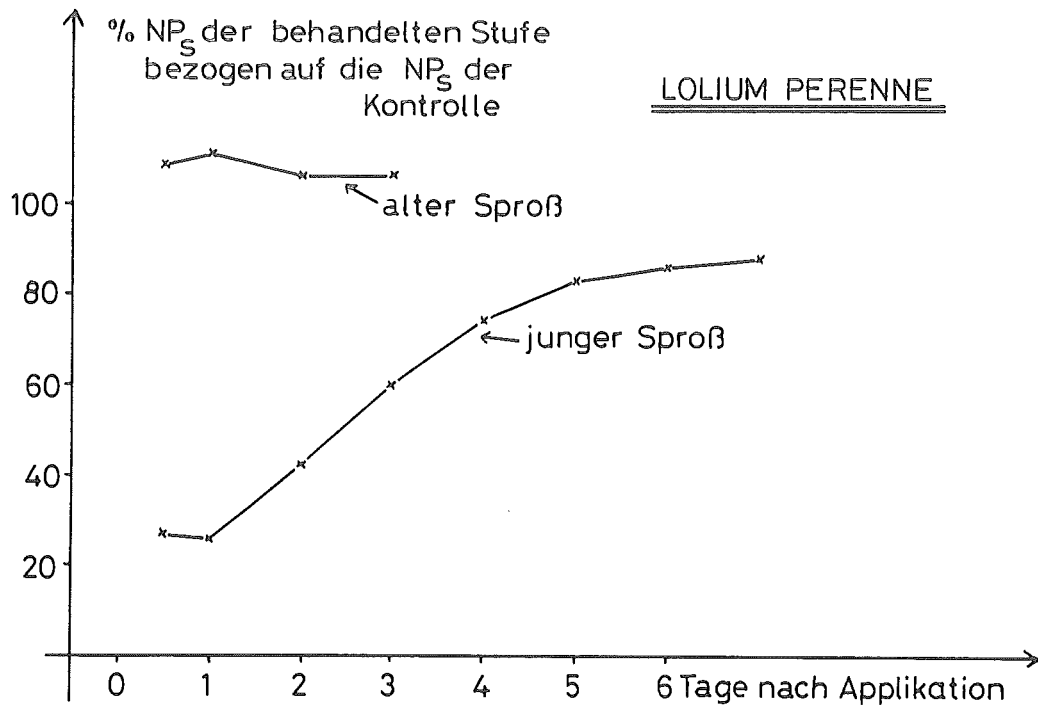


Abbildung 5

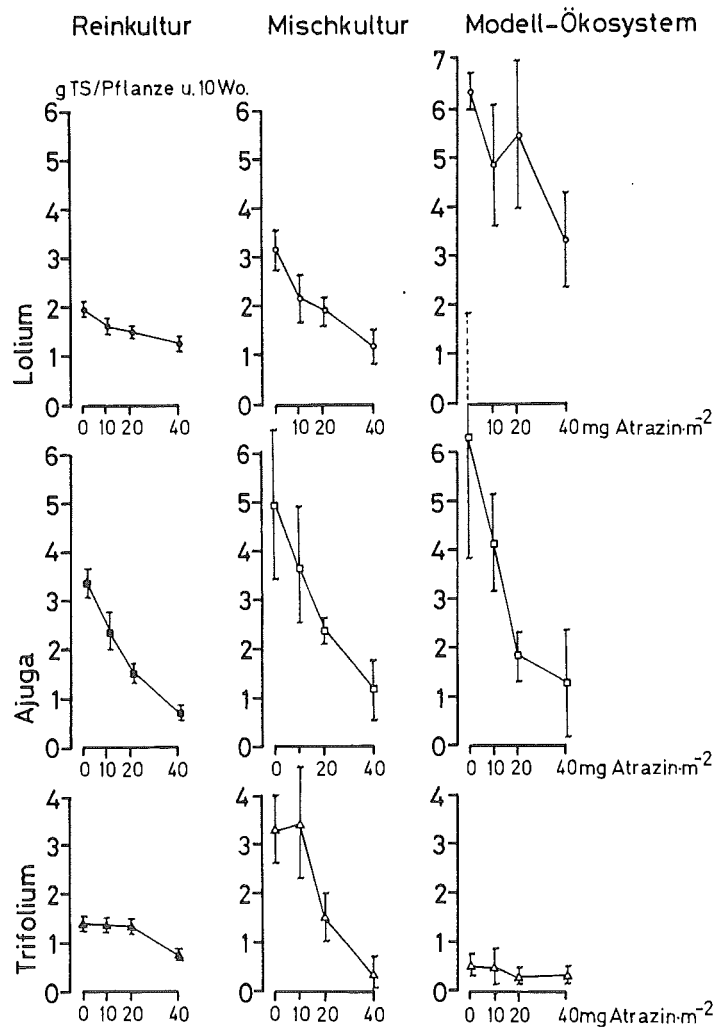


Abbildung 6

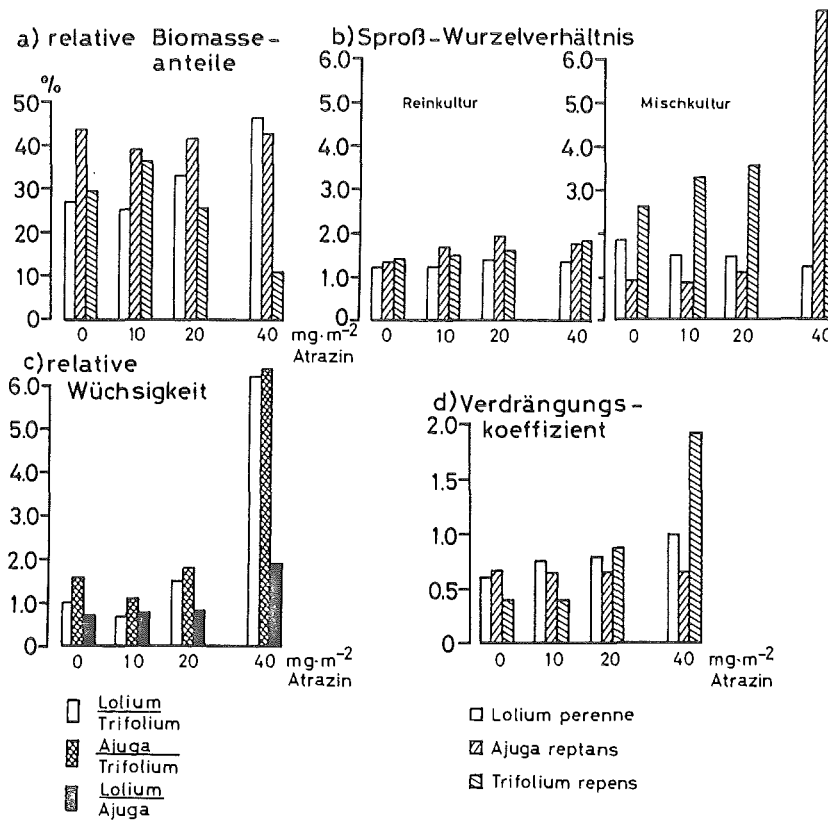


Abbildung 7 a - d

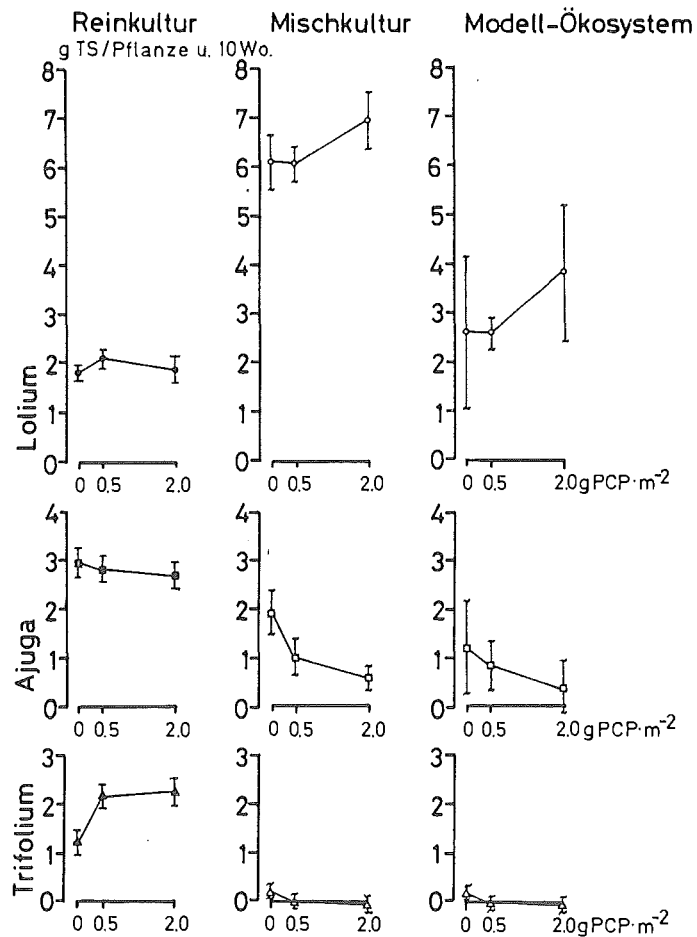


Abbildung 8

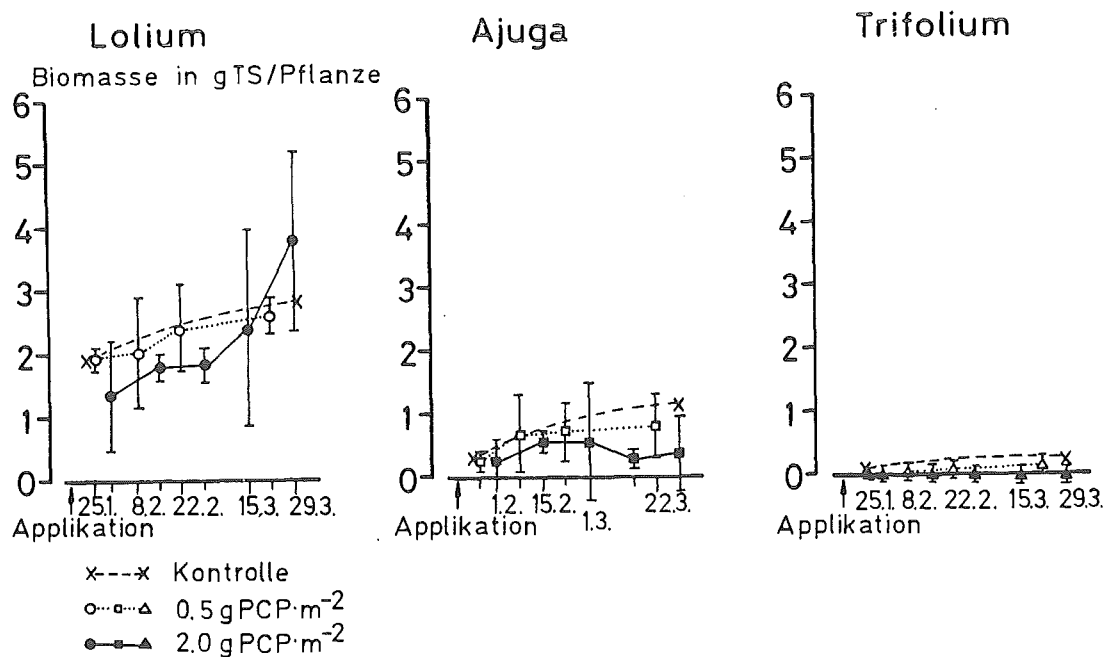


Abbildung 9

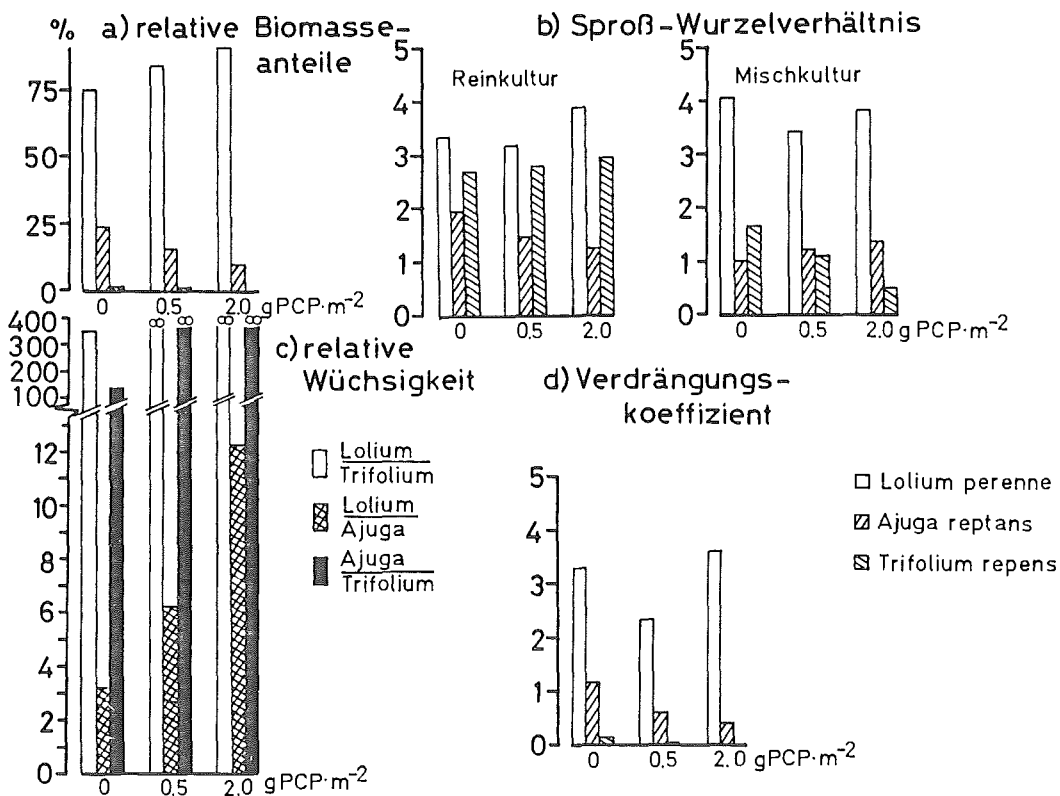


Abbildung 10 a - d

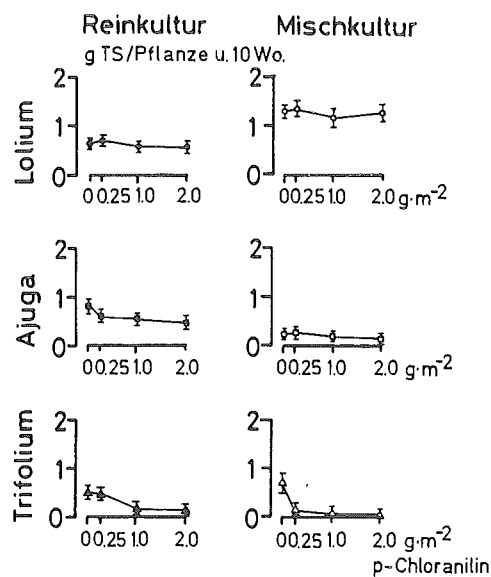


Abbildung 11

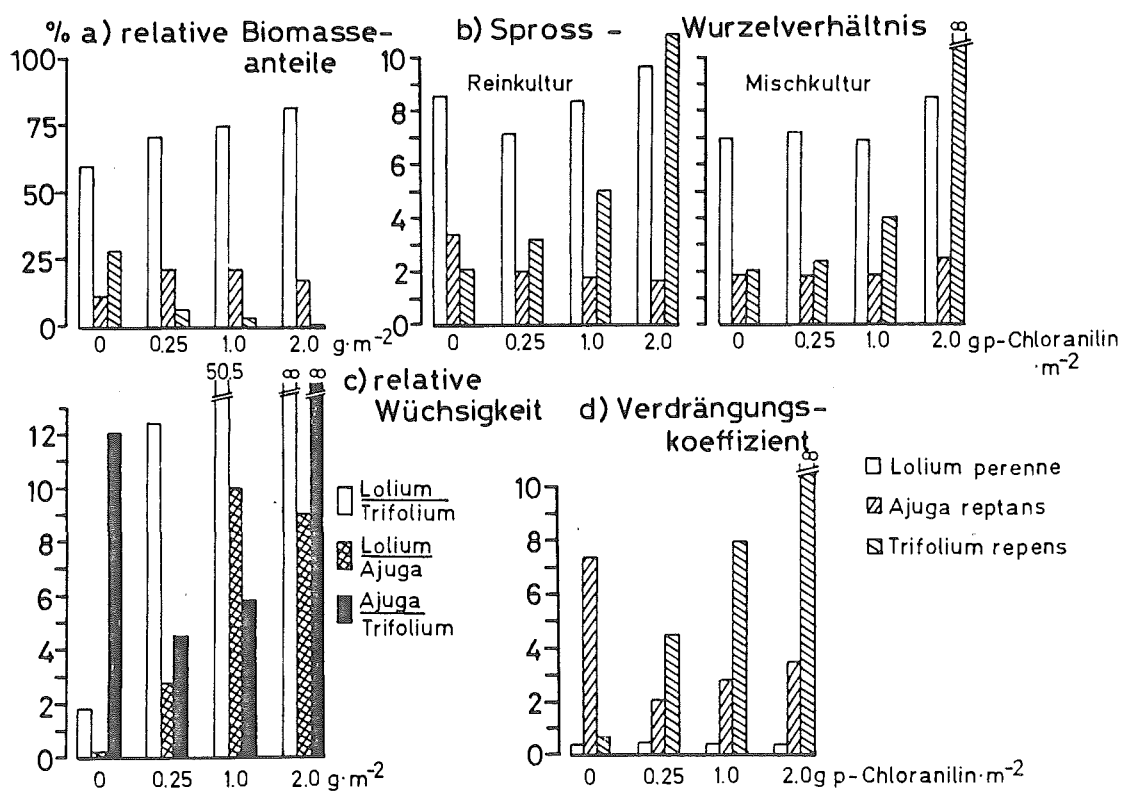


Abbildung 12 a - d

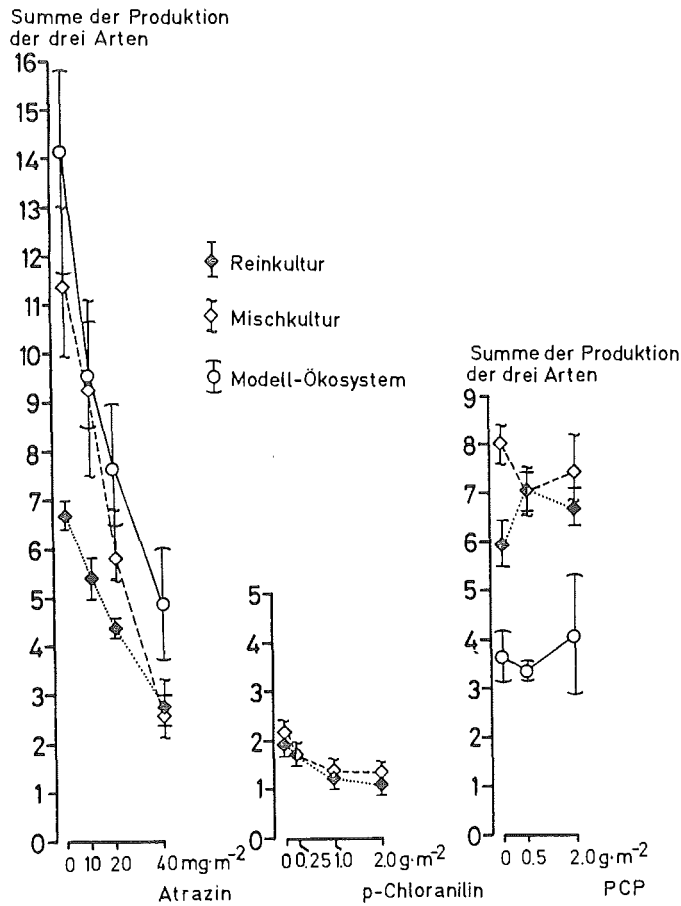


Abbildung 13 a - c

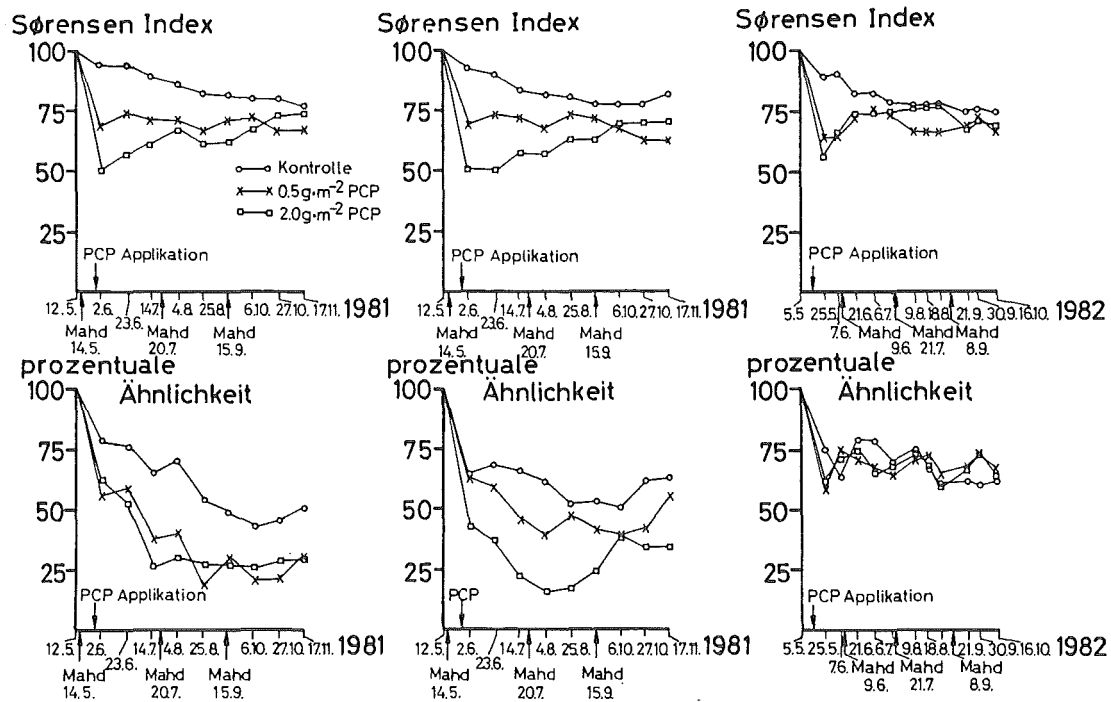


Abbildung 14

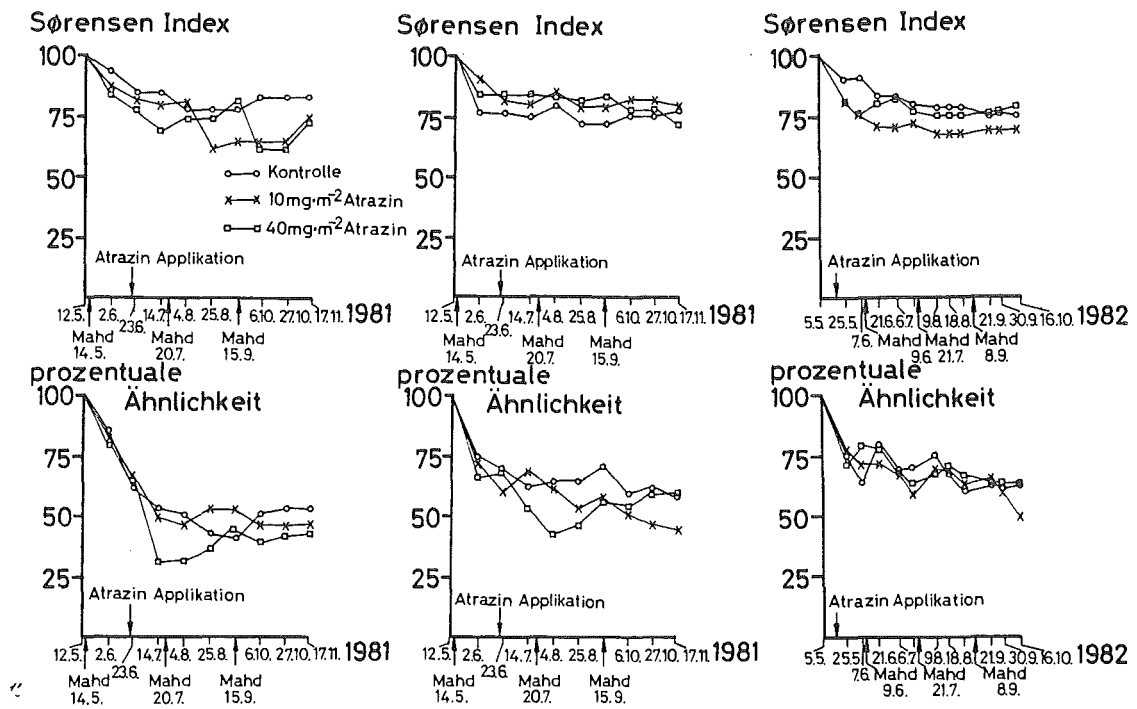


Abbildung 15

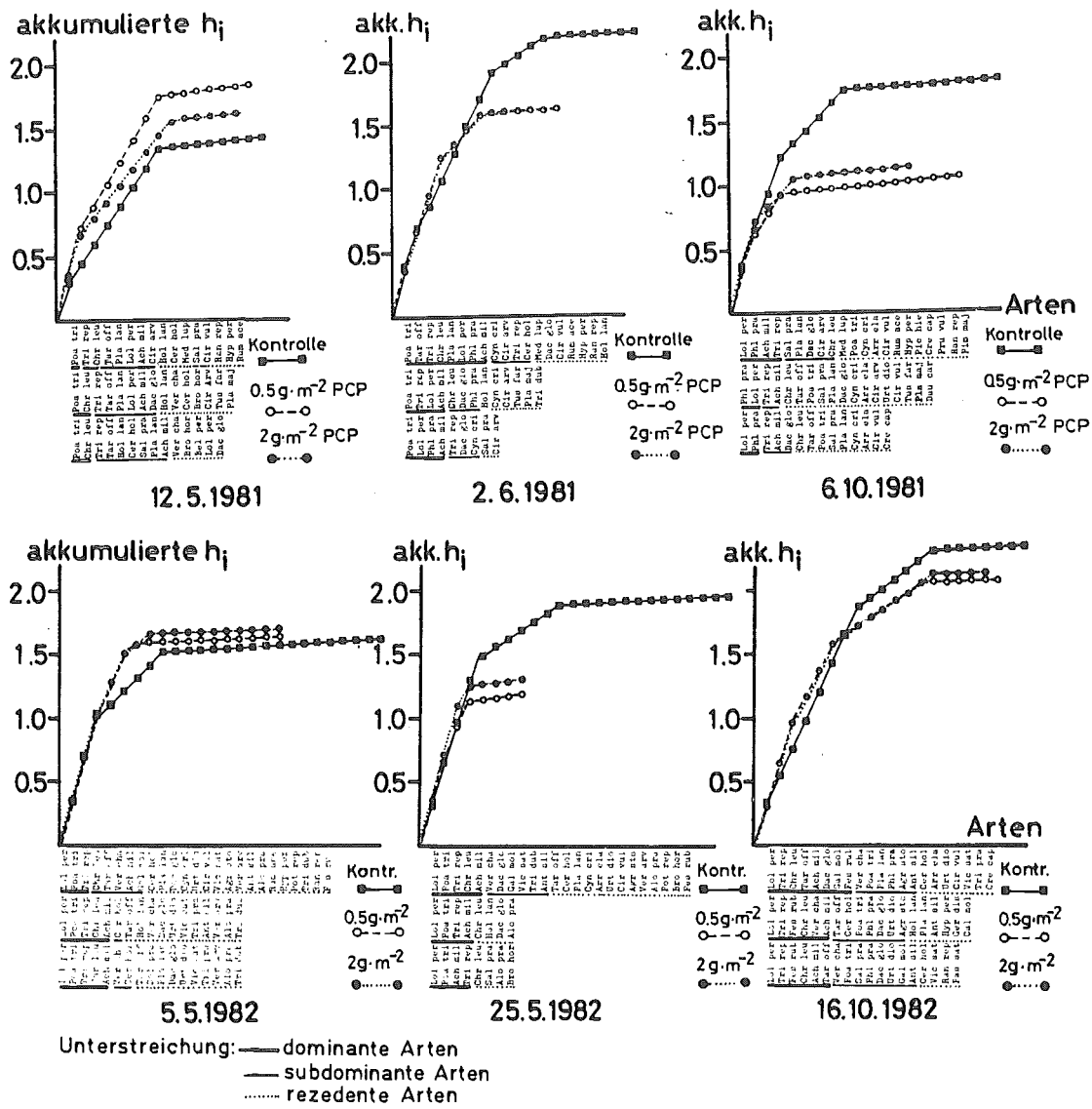


Abbildung 16

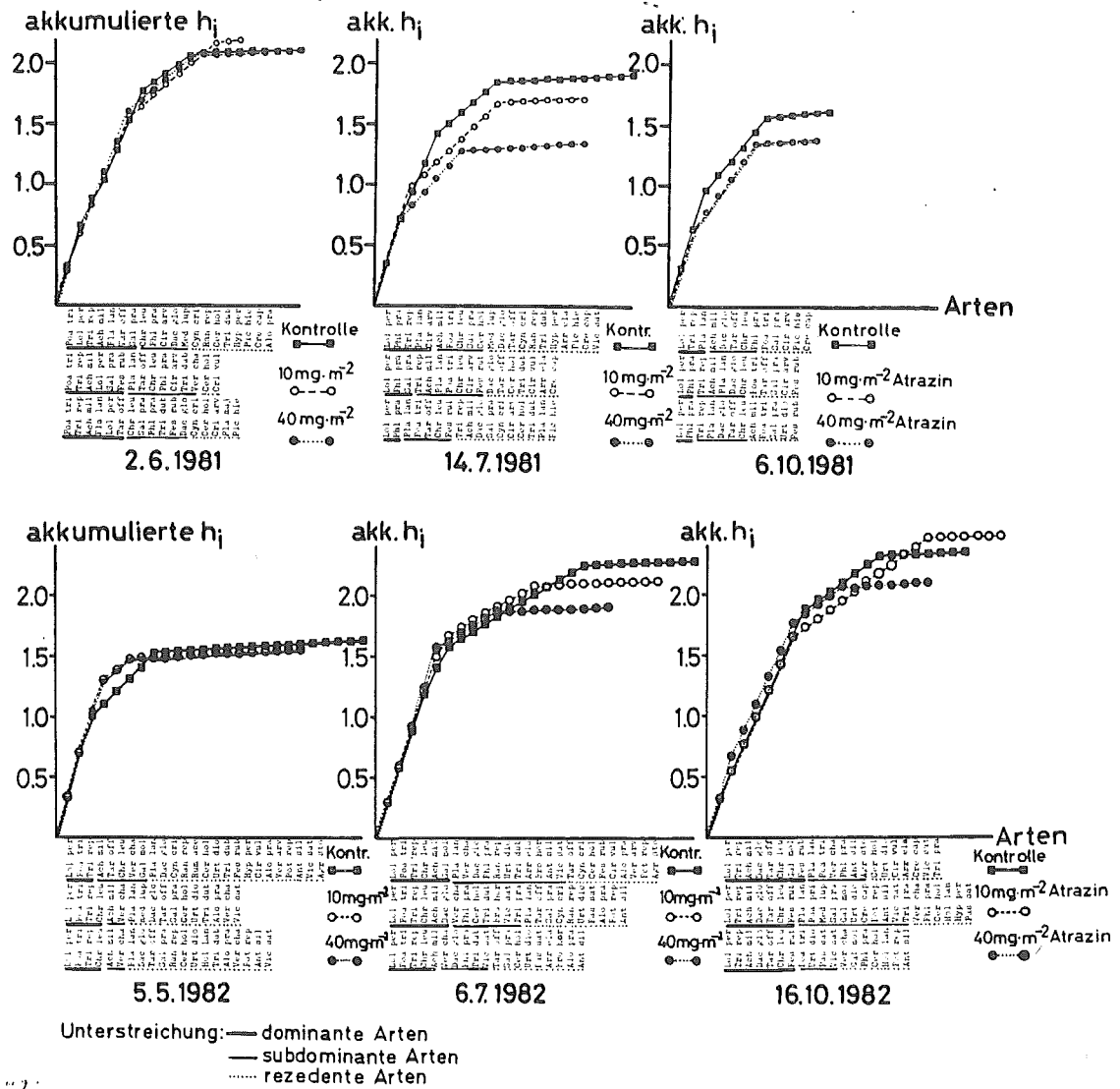


Abbildung 17

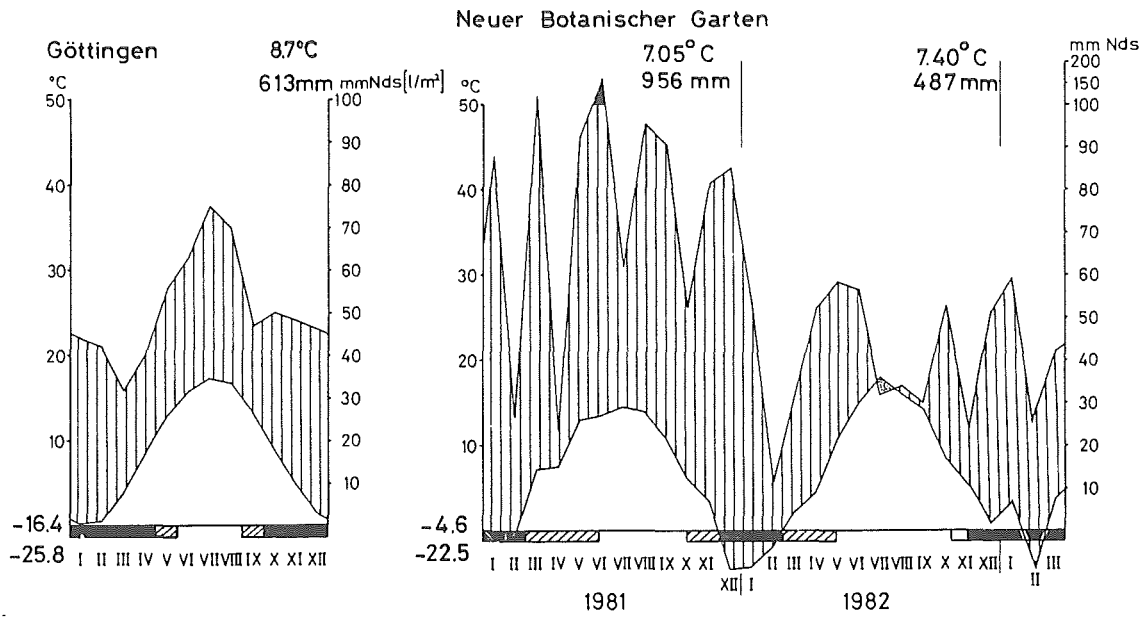


Abbildung 18 a + b

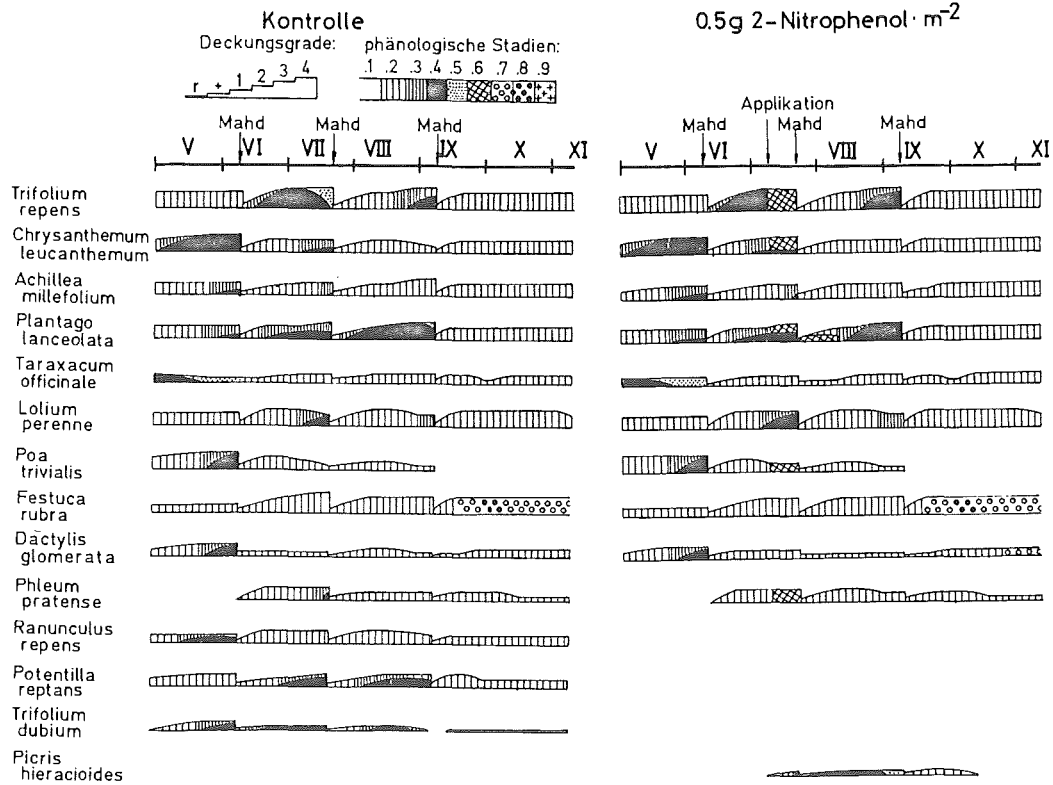


Abbildung 19 a + b

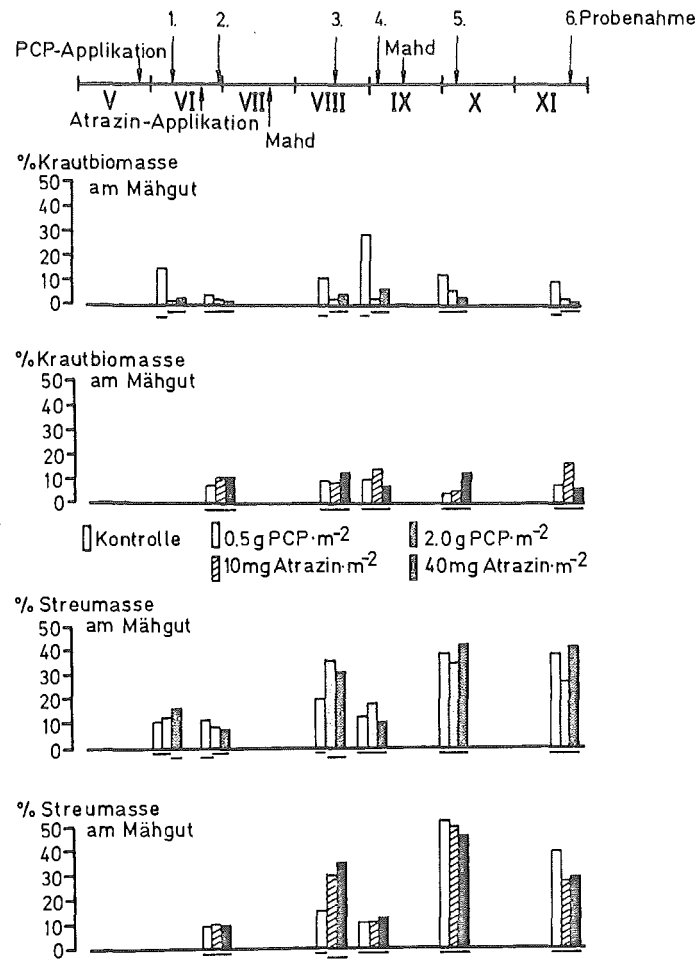


Abbildung 20 a - d

T.repens 23.06.81 KONTROLLE

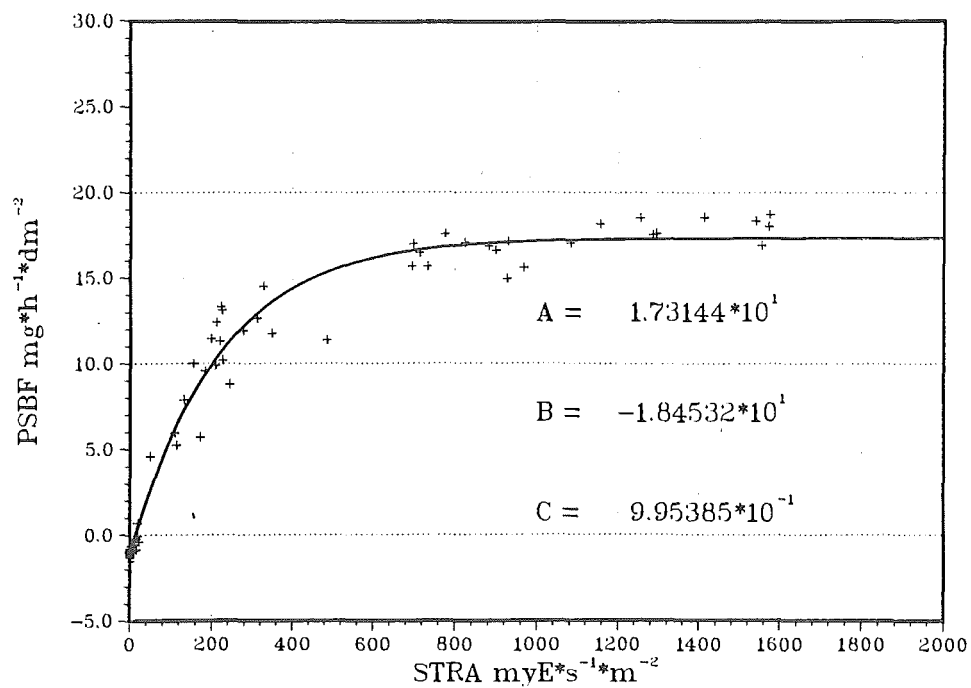


Abbildung 21 a

T.repens 23.06.81 ATRAZIN

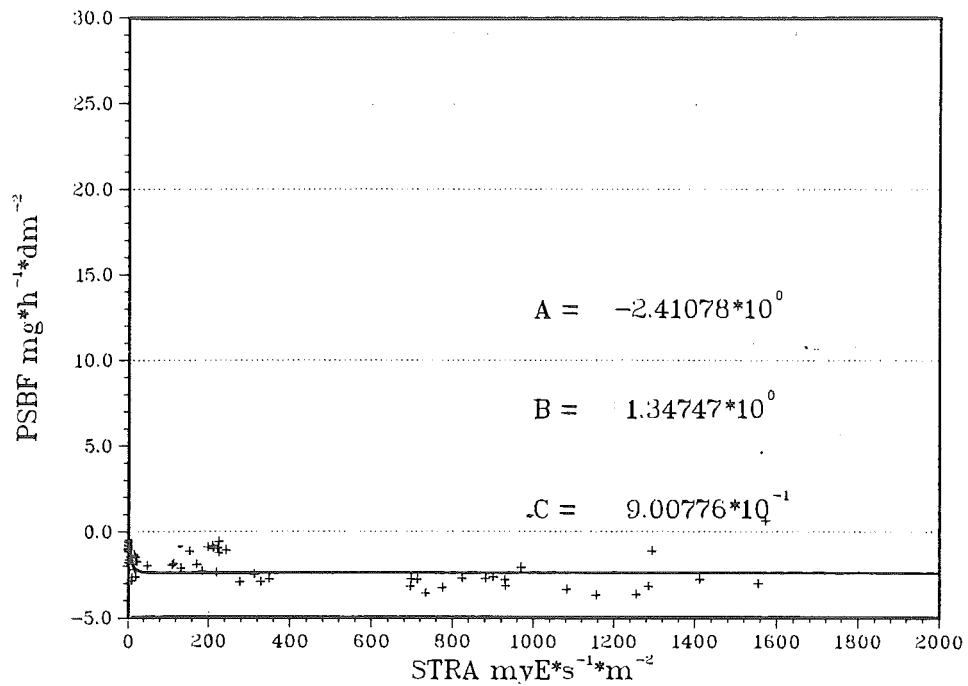


Abbildung 21

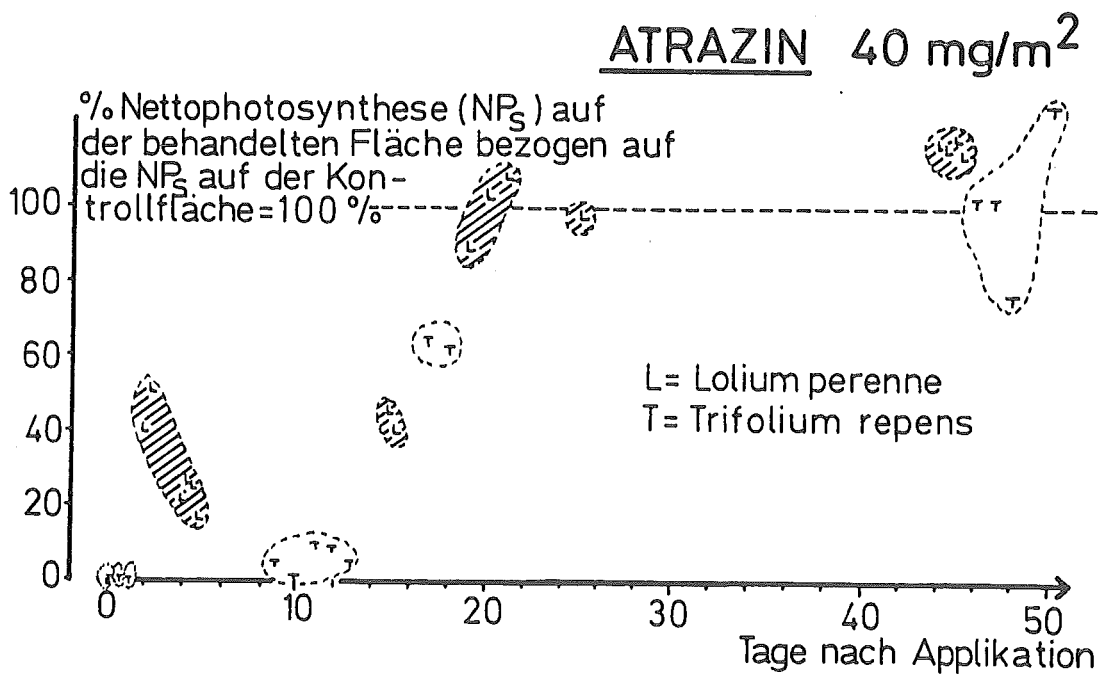


Abbildung 22

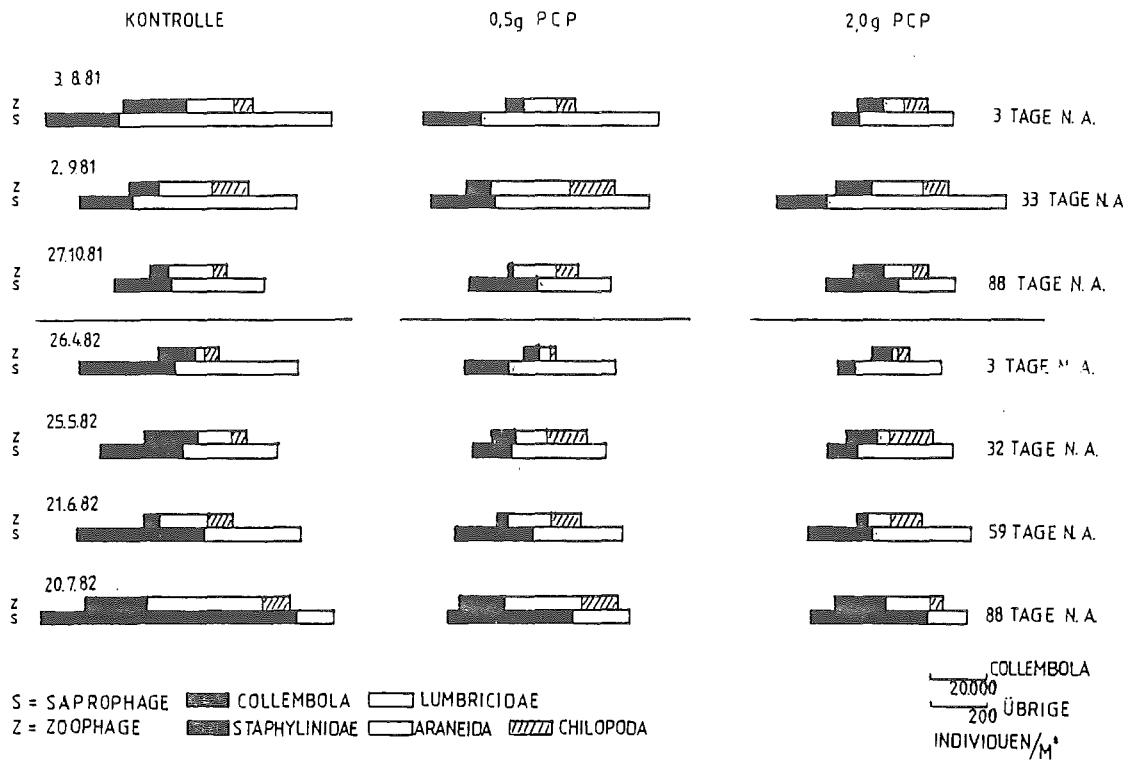


Abbildung 23 a

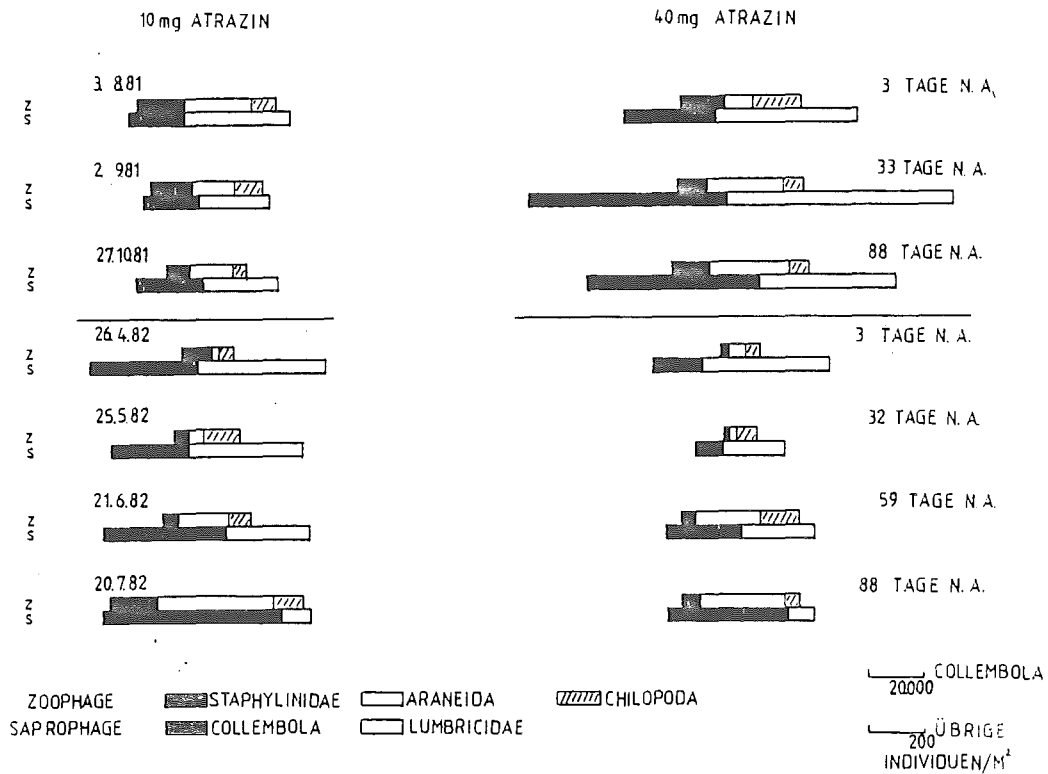


Abbildung 23 b

Bundesminister für Forschung und Technologie

Forschungsbericht (03 7247)

Quantitative Erfassung organischer Umwelt-
chemikalien in Fraktionen terrestrischer
Modellökosysteme

von

A. Khairy

U. Müller-Wegener

W. Ziechmann

Abt. Chemie und Biochemie im System Boden

- Lehrgebiet Chemie -

Institut für Bodenwissenschaften
im Fachbereich Agrarwissenschaften
der Universität
Göttingen

Leiter: Prof. Dr. W. Ziechmann

Mai 1983

Zusammenfassung

Für die Umweltchemikalien Hexachlorbenzol (HCB), Pentachlorphenol (PCP), Atrazin und p-Chloranilin wurden Extraktions- und Nachweismethoden für biologische Matrices entwickelt. Die quantitative Bestimmung erfolgte bei allen Chemikalien durch gaschromatographische Methoden mit einem Electron-capture-detector (ECD) und gepackten Glassäulen. Mit Ausnahme des p-Chloranilins konnten die Umweltchemikalien direkt ohne Derivatisierung chromatographiert werden. Das p-Chloranilin wurde als Heptafluorbutyramidderivat bestimmt.

Summary

For the environmental chemicals hexachlorobenzene (HCB), pentachlorophenol (PCP), atrazine and p-chloroaniline methods for extraction and detection from a biological matrix have been developed. The quantitative detection has been run for all chemicals by gaschromatographic methods with an electron capture detector (ECD) and packed glass columns. With the exception of p-chloroaniline the environmental chemicals have been chromatographed directly without derivatisation. The p-chloroaniline has been determined as heptafluorbutyramide derivative.

Einleitung

Für die Betrachtung der Auswirkungen chemischer Belastung auf konkurrierende Pflanzen und Nahrungsketten wird schnell die Notwendigkeit deutlich, den Verlauf der Kontamination genau zu kennen, um Unterschiede in biologischen Parametern auch tatsächlich auf die Wirkung eingebrachter Chemikalien zurückführen zu können. Es muß also durch Messungen verfolgt werden, welche Mengen an Chemikalien sich jeweils im betrachteten Ökosystem befinden. Für weitergehende Aussagen ist auch die Kenntnis der Konzentrationen in den Kompartimenten des Systems sinnvoll.

Ziel dieser Arbeit war es, für eine Reihe von stark voneinander abweichenden Chemikalien Methoden zu entwickeln, die deren quantitative Bestimmung auch in kleineren Kompartimenten der untersuchten Ökosysteme zuließen. Diese Methoden sollten dann für die serielle Bestimmung der Chemikalien in Proben eingesetzt werden, die im Projekt "Standardmodelle und Bezugsflächen von Landökosystemen zum Testen chemischer Belastungen von konkurrierenden Pflanzen und an Nahrungsketten" (03 7206) anfielen. Der hier vorgelegte Bericht ist also in einem engen Zusammenhang mit dem des oben genannten Projektes zu betrachten.

Ein großes Problem für den Nachweis der applizierten organischen Chemikalien bestand in der teilweise sehr geringen Menge an biologischem Material, das für die Extraktion zur Verfügung stand. Es mußten also schon aus diesem Grunde die bestehenden Nachweisverfahren erheblich empfindlicher gemacht werden.

Material

Für die Erstellung der Methoden und für die Applikation wurden jeweils Chemikalien der Qualität "Oekanal" der Firma Riedel de Haen verwendet.

Als Lösungsmittel kamen die für die Rückstandsanalyse vorgesehenen Qualitäten der Firma E. Merck und Riedel de Haen zum Einsatz. Proben und Lösungen wurden ausschließlich in Glas- und Porzellengefäßen gehandhabt, um größere Sorptionsverluste auszuschließen.

Aus den Modellökosystemen, die im Forschungsbericht 03 7206 genauer beschrieben sind, wurden die Materialien zur Rückstandsanalyse angeliefert. Als Pflanzen waren die Arten *Lolium perenne*, *Trifolium repens* und *Ajuga reptans*, differenziert jeweils nach Streu, oberirdischer und unterirdischer Biomasse, zu untersuchen. Als tierische Matrices wurden die Arten *Allolobophora chlorotica* und die Assel *Trachelipus rathkei* in die Untersuchungen miteinbezogen. Hier fand keine Auftrennung in einzelne Organe statt.

Parallel wurden jeweils Bodenproben auf die applizierte Chemikalie hin untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

1. Hexachlorbenzol (HCB)

1.1 Gewinnung und Reinigung

1.1.1 Zerkleinerung der Probe

Um die Zerkleinerung zu erleichtern, wird die Probe zwei Tage bei ca. -30°C gefroren gelagert (7). 4 bis 6 g des zu untersuchenden Materials werden mit 16 g Natriumsulfat, das zur Entfernung des Wassers bei 650°C geglüht wurde, und mit 5 g Quarzsand zusammen in einer Kugelmühle vermahlen.

Das Natriumsulfat wird dabei als Trockenmittel (7, 10) eingesetzt und sorgt zusammen mit dem Quarzsand für eine optimale Zerkleinerung und Homogenisierung.

Bei der Bearbeitung der Bodenproben kann auf den Quarzsand verzichtet werden.

1.1.2 Extraktion

Zahlreiche Extraktionsverfahren mit verschiedenen Lösemitteln stehen in der Literatur zur Verfügung. Es wurde hier eine Extraktion bei Raumtemperatur erstellt (Abb. 1), die an die anfallenden Matrices optimal angepaßt ist.

Eine Extraktionssäule der Dimension 1,3 x 36 cm (7) wird mit Glaswolle (1 cm hoch) sowie mit 3 g Natriumsulfat (etwa 3 cm hoch) gefüllt und mit dem Homogenisat (1.1.1) beschickt.

Auf die Säule werden nun 110 ml n-Hexan/Aceton (2:1 V/V) gegeben. Der Extrakt wird über Nacht aufgefangen.

Diese Extraktionsmethode wurde gewählt, da HCB sich mit diesem Extraktionsverfahren, wie schon Ernst et al. (7) berichten, quantitativ extrahieren läßt, was auch mit unserer Wiederfindungsbestimmung (99-100 %) übereinstimmt. Darüberhinaus werden bei dieser Kaltextraktion die bei der Extraktion im Soxhlettapparat (11) zu befürchtenden unerwünschten Nebenreaktionen vermieden.

Die Möglichkeit des Verlustes von Substanz durch eine Verteilung zwischen zwei Lösungsmitteln (2, 9) wird bei dieser Gewinnung vermieden. Zudem kann eine große Anzahl von Proben parallel mit relativ geringem Aufwand bearbeitet werden.

1.1.3 Reinigung

Diese Reinigung an Al_2O_3 ist notwendig, um die mit Hexan/Aceton bei der Extraktion mitgelösten Fette, Pigmente usw. abzutrennen, die sich bei der chromatographischen Bestimmung störend auswirken.

Die Säule (Dimension 0,6 x 46 cm) wird mit 1 cm Glaswolle und 8 g neutralem Aluminiumoxid gefüllt, das vorher bei 850°C 3 Stunden geglüht wurde. Eine so bereitete Säule ist in der Lage, 250 mg Fett zu adsorbieren (7).

Da der Fettgehalt der zu extrahierenden Menge frischer Regenwürmer (4g) nur 35-40 mg betrug, wurde im folgenden auf die Bestimmung des Fettgehaltes verzichtet, denn es konnte davon ausgegangen werden, daß die Fette quantitativ entfernt wurden.

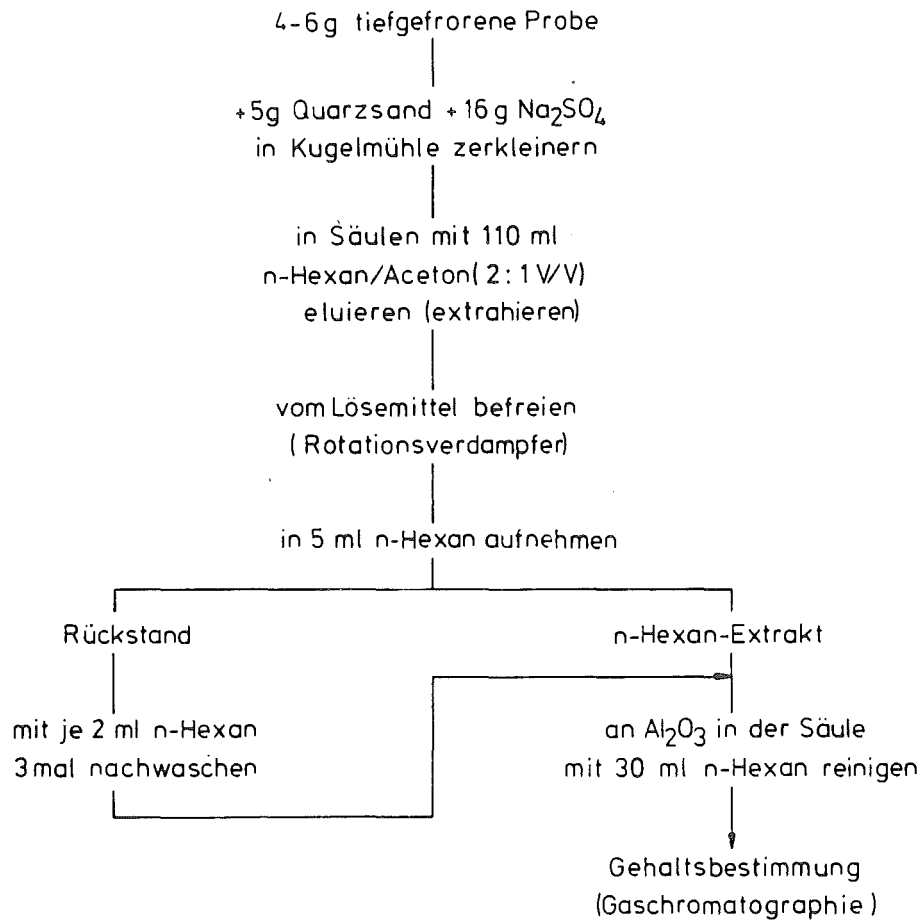


Abb. 1 Gewinnung von Hexachlorbenzol (HCB)
aus biologischen Matrices

Bei den pflanzlichen Proben werden durch das Al_2O_3 auch Chlorophylle und Carotinoide zurückgehalten. Das Lösemittel des Extraktes (1.1.2) wird im Rotationsverdampfer vollständig entfernt, der Rückstand in 5 ml n-Hexan aufgenommen und auf die Aluminiumoxidsäule aufgetragen. Dreimaliges Nachwaschen mit je 2 ml n-Hexan gewährleistet eine vollständige Übertragung des Rückstandes auf die Säule.

Nach Einziehen dieser Lösung in das Adsorbens der Säule wird mit 30 ml n-Hexan eluiert. Das Volumen des Eluats (der gereinigte Extrakt) wird bestimmt und ein Aliquot zur gaschromatographischen Bestimmung verwendet.

Eine weitere Auftrennung des Extraktes, z.B. an Florisil, ist nicht notwendig, da in den Modellökosystemen jeweils nur eine Chemikalie Verwendung findet.

1.2 Gaschromatographische Trennung

Zur quantitativen Bestimmung der Chemikalien in den gewonnenen Extrakten wird auf die gaschromatographische Methode zurückgegriffen, da sie bei kleinerem Substanzbedarf und hoher Empfindlichkeit am vielseitigsten verwendbar ist.

Es wurde ein SIGMA 1-Gaschromatograph mit einem ^{63}Ni -ECD, das Datensystem SIGMA 10 und der Auto Sampler AS 100 (Firma PERKIN-ELMER) verwendet.

Die chromatographischen Parameter wurden so gewählt, daß vollständig aufgelöste Peaks erhalten wurden.

Folgende Parameter wurden als optimal ermittelt:

- Trägergas (Argon/Methan) 30 ml/min
- Make-up-gas für ECD (Argon/Methan) 30 ml/min
- Säulenofen - Temperatur 180°C
- Einspritzblock - Temperatur 230°C
- Detektor (ECD) - Temperatur 230°C
- Einspritzvolumen: 2 μl

- Es wurde eine analytische Glassäule von 180 cm Länge und 2 mm inneren Durchmesser verwendet.

- Aus der Fülle der für die Trennung von Pestiziden zur Verfügung stehenden Säulenmaterialien wurde wegen der guten Trenneigenschaften und der relativ geringen Retentionszeiten für HCB das folgende ausgewählt und für die Trennungen verwendet (vgl. auch 14):

1,5 % SP - 2250 (50 % Phenyl-, 50 % Methylpolysiloxan) und
1,95 % SP - 2401 (50 % Trifluorpropyl - 50 % Methylpolysiloxan)

auf Supelcoport 100 - 120 mesh.

1.3 Auswertung

Die Auswertung der Chromatogramme erfolgte nach der Gleichung (1).

$$(1) \quad C_i = (RF) \times A_i$$

C_i = Menge der Substanz i
 A_i = Peakfläche der Substanz i
 (RF) = Eichfaktor für die Substanz i

Der Eichfaktor (RF) wird als Steigung aus der Eichkurve ermittelt. Durch Vorversuche hat es sich als notwendig erwiesen, daß die Ermittlung des Faktors vor jeder Meßserie zu wiederholen ist.

Für das HCB konnte bis zu einer maximalen Substanzmenge von 16 ng/2 µl Spritzvolumen ein linearer Verlauf der Eichkurve ermittelt werden. Da alle bisher untersuchten Proben unterhalb dieser Grenze liegen, konnte die Auswertung nach Gleichung (1) vorgenommen werden.

Für Proben höherer Konzentrationen wurde ein Rechnerprogramm erstellt, mit Hilfe dessen eine quantitative Auswertung im nicht linearen Bereich möglich ist (BASIC).

Die ermittelten Substanzgehalte wurden auf ppb bzw. ppm umgerechnet, wobei für Boden- und Pflanzenproben auf Trockengewicht, für die tierischen Proben auf Frischgewicht bezogen wurde.

2. Pentachlorphenol

Das analytische Problem von PCP ist die Gewinnung, denn keine der empfohlenen Extraktionsmethoden ist fähig, PCP quantitativ aus einer Probe zu gewinnen. Die Wiederfindung von dosiertem PCP in Sedimenten betrug z.B. nach der Gewinnung mit Wasserdampf nur 68 % (5, 6).

2.1 Gewinnung von PCP (Abb. 2)

2.1.1 Zerkleinerung und Ansäuerung

2-4 g der tiefgefrorenen Pflanzen- oder Tierprobe wurden mit 5 g geglähtem Quarzsand 5 min in einer Kugelmühle (oder Mörsermühle) homogenisiert. Bei Bodenproben erfolgte die Zerkleinerung ohne Zugabe von Quarzsand. Mit 5 ml 0,1 N HCl wurden die Proben angefeuchtet und weitere 3 min vermahlen.

2.1.2 Extraktion

Die homogenisierte Probe wurde zweimal mit Diäthyläther in einem Mixer extrahiert (je 40 ml, 8 min). Das Extraktionsgut wurde durch eine Glasfritte abgetrennt, der Ätherextrakt im Scheidetrichter von der wässrigen Phase separiert.

Aus den auf 20 ml eingeeengten Ätherextrakten wurde mit 10 ml 5 %iger NaOH durch kräftiges Durchmischen der Phasen (Ultra-Turrax, 20 000 U/min, 4 min) extrahiert (Verhältnis des Lösungsmittels, Äther : NaOH wie 6 : 1). Die Extraktion der Ätherphase war einmal mit NaOH und anschließend mit Wasser zu wiederholen.

Die vereinigten Extrakte wurden mit 5 N HCl auf pH 2 eingestellt und zweimal mit Benzol im Volumenverhältnis 1 : 1 extrahiert (Ultra-Turrax, 20 000 U/min, 4 min).

Anschließendes Zentrifugieren baute die entstandene Emulsion ab, im Scheidetrichter konnte die Benzolphase gewonnen werden. Der Benzolextrakt wurde mit 4 g geglähtem Na_2SO_4 (4 h, 650°C) gemischt, abzentrifugiert, zur vollständigen Entwässerung noch einmal über eine Na_2SO_4 Säule (5 mm \varnothing , 4 g Na_2SO_4) gegeben, auf 5 ml eingeeengt und chromatographiert.

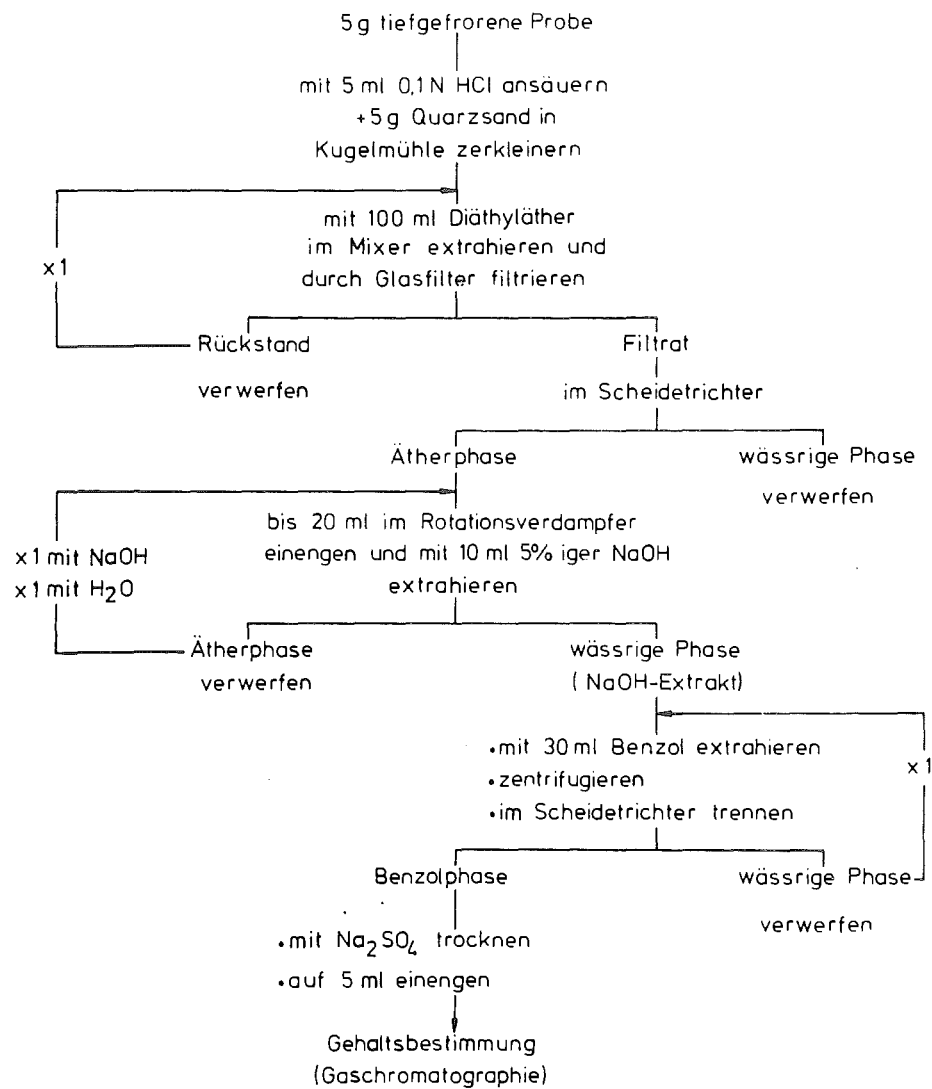


Abb. 2

Gewinnung von Pentachlorphenol (PCP)
aus biologischen Matrices

Füllmaterial: 3 % DEGS (Diethylen-glycol-Succinat) +
2 % H_3PO_4 auf Chromosorb, W-HP (60/80 mesh)

Detektor: ECD 63-Ni

Temperaturen: Einspritztemperatur: 195°C
Säulenofentemperatur: 160°C
Detektortemperatur: 280°C

Retentionszeit: ca. 7 min

Mit dieser Methode wurde PCP als Phenol getrennt.
Eine Derivatisierung war nicht erforderlich.

2.3 Auswertung

Die Auswertung erfolgte wie in 1.3 dargestellt.

3. Atrazin

Durch eine allgemeingültige Gewinnungsmethode werden die polaren s-Triazine nicht miterfaßt, während die weniger polaren (z.B. Atrazin) teilweise extrahiert werden. Ein Teil der Substanz geht dann aber durch die Verteilungs- und Reinigungsschritte verloren (15). Unter den für die Untersuchung von Modell-Ökosystemen notwendigen Kriterien und Beschränkungen wurde aus den Methoden von Lawrence (8) und Delley et al. (4) ein neuer, vereinfachter Extraktionsgang erarbeitet (Abb.3).

3.1 Gewinnung von Atrazin (Abb. 3)

3.1.1 Zerkleinerung

5 g der tiefgefrorenen Probe wurden mit 5 g Quarzsand in der Kugelmühle zerkleinert (siehe dazu auch 1.1.1).

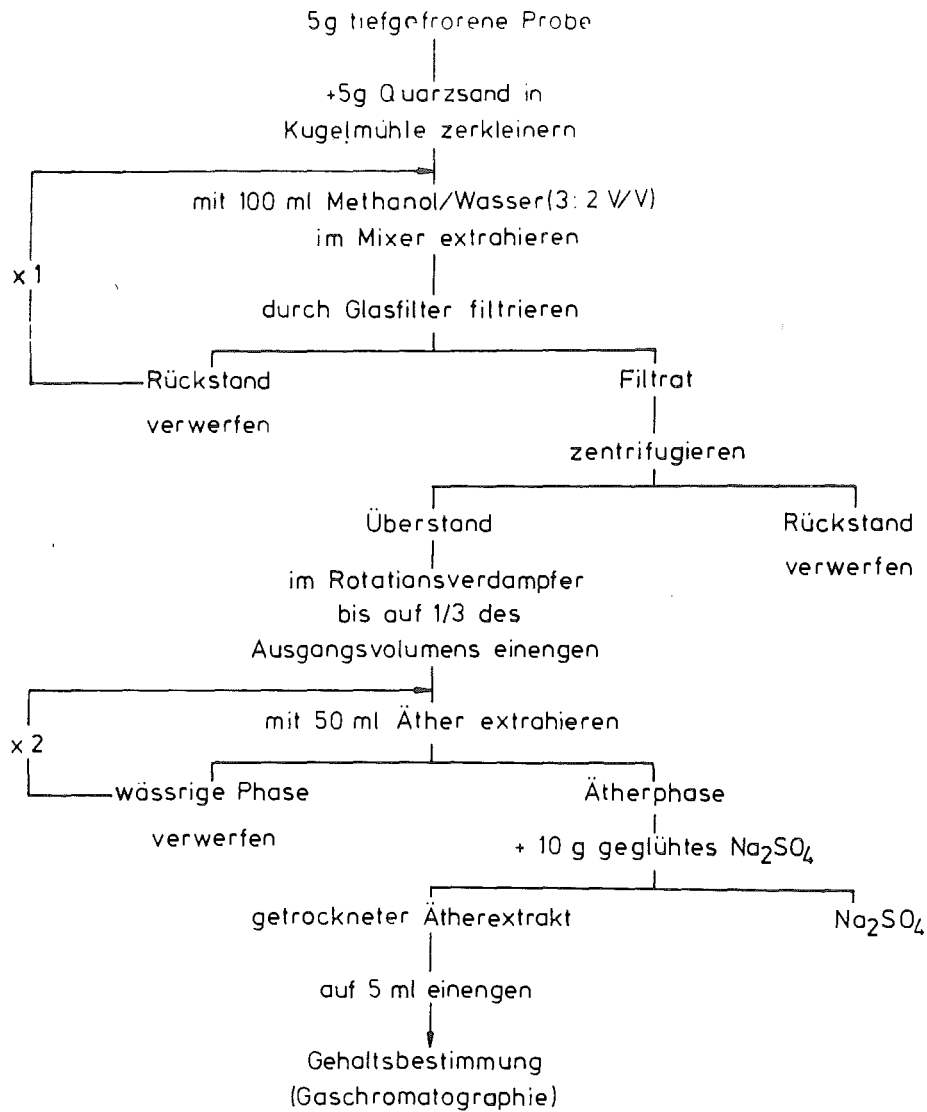


Abb. 3

Gewinnung von Atrazin aus biologischen Matrices

3.1.2 Extraktion

Das Homogenisat wurde in einem Mixer zweimal mit 100 ml Methanol/Wasser (3:2) extrahiert (Ausbeute 95-100 % des Atrazins). Andere Verhältnisse der Mischung Methanol/Wasser brachten geringere Ausbeuten und deutlich höheren Gehalt an Verunreinigungen.

Der Extrakt wurde durch einen Glasfilter filtriert. Für die vollständige Beseitigung von suspendierten Teilchen sorgte Zentrifugieren (3 min bei 3 000 U/min).

Der klare Extrakt wurde in einem Rotationsverdampfer bis auf 1/3 des Ausgangsvolumens eingeengt (kein Methanol mehr in der Lösung). Das wässrige Milieu war zweimal mit 50 ml Di-äthyläther zu extrahieren und die Phasen in einem Scheidetrichter zu trennen. Wenn sich eine Emulsion bildete, so konnte diese durch eine kurze Zentrifugation bei 3 000 U/min beseitigt werden, so daß dann die Phasen gut zu trennen waren. Die vereinigten Ätherphasen wurden mit 10 g geglähtem Na_2SO_4 getrocknet und anschließend zentrifugiert.

3.1.3 Reinigung

Zur Reinigung des Ätherextraktes wird in der Literatur die Säulenchromatographie (4, 8) auf Aluminiumoxid und Florisil vorgeschlagen, allerdings entsteht hier ein Verlust an Atrazin (15). Diese chromatographische Vorreinigung wird allerdings nur in einigen besonderen Fällen als notwendig erachtet (13). Es konnte durch die unten angegebenen gaschromatographischen Bedingungen ein gut isolierter Peak des Atrazins ohne vorherigen Reinigungsvorgang dargestellt werden.

3.2 Gaschromatographie

Ein Coulson Electrolytic Conductivity Detector (CECD) in Stickstoffphase wurde zum Nachweis von Atrazin empfohlen. Da der weniger spezifische Electron Capture Detector (ECD) eine vergleichbare Nachweisgrenze (etwa 1 ng) aufweist, konnte er auch für die s-Triazine eingesetzt werden (3, 12).

Die folgenden Bedingungen wurden für die optimale Trennung des Atrazins von den Verunreinigungen und die quantitative Bestimmung erarbeitet.

Säule: analytische Glassäule 180 cm,
2 mm innerer Durchmesser

Füllmaterial: 1,5 % SP - 2250 (50 % Phenyl-, 50 % Methyl-
polysiloxan) und
1,95% SP - 2401 (50 % Trifluorpropyl-,
50 % Methylpolysiloxan)
auf Supelcoport 100-120 mesh

Detector: ECD 63-Ni

Gase: Argon/Methan (95:5) als Träger- (30 ml/min)
und Makeupgas (30 ml/min)

Temperaturen: Einspritztemperatur: 250°C
Säulenofentemperatur: 180°C
Detectortemperatur: 250°C

Das Atrazin weist unter diesen Bedingungen eine Retentionszeit von etwa 3 min auf.

3.3 Auswertung

Die Auswertung der Chromatogramme erfolgte wie in 1.3 dargestellt.

4. p-Chloranilin

4.1 Gewinnung von p-Chloranilin

Das p-Chloranilin gelangt zum überwiegenden Teil durch Hydrolyse von unterschiedlichen Phenylharnstoffherbiziden in die Umwelt. Durch den direkten Einsatz von 4-Chloranilin konnte das Verhalten einer größeren Anzahl von Herbiziden überprüft werden. Zudem erübrigt sich eine aufwendige Extraktionsmethode zur Trennung des 4-Chloranilins von den Phenylharnstoffherbiziden. Die als allgemeine Gewinnungsverfahren (16, 17) bezeichneten Methoden können daher deutlich vereinfacht werden: Eine Extraktion durch Wasserdampf-Destillation nach KIRKLAND (18) reicht für diese Fragestellung aus, wenn sie mit einem Reinigungsschritt gekoppelt wird (Abb. 4).

10-15 g der tiefgefrorenen Probe wird mit 10 g Quarzsand in der Kugelmühle zerkleinert und in einem Kjeldahlkolben mit 100 ml 0,1 N NaOH mit Wasserdampf destilliert (Vol = ca. 150 ml).

Das Destillat wird mit HCl angesäuert und zweimal mit je 50 ml n-Hexan gewaschen, um die aus der Probe stammenden flüchtigen Verunreinigungen zu entfernen. Die wässrige Phase wird noch einmal mit 10 %iger NaOH-Lösung alkalisch gemacht und dreimal mit je 20 ml Benzol extrahiert (Ultra-Turrax, 10 000 U/min, 4 min).

Der Benzolextrakt wird nun langsam unter N_2 Atmosphäre konzentriert, bis ein Volumen von 10 ml erreicht ist.

4.2 Derivatisierung

Eine Derivatisierung für den gaschromatographischen Nachweis von p-Chloranilin ist aus zwei Gründen notwendig. Zum einen wird freies p-Chloranilin in der Säule thermisch zu Isocyanat zersetzt (19). Selbst wenn die für stickstoffhaltige Stoffe geeigneten GC-Detektoren, eine optimale Säulenlänge und Säulenfüllmaterial verwendet werden, liegen die Nachweisgrenzen im μg -Bereich und damit für die hier bearbeitete Problemstellung deutlich zu hoch.

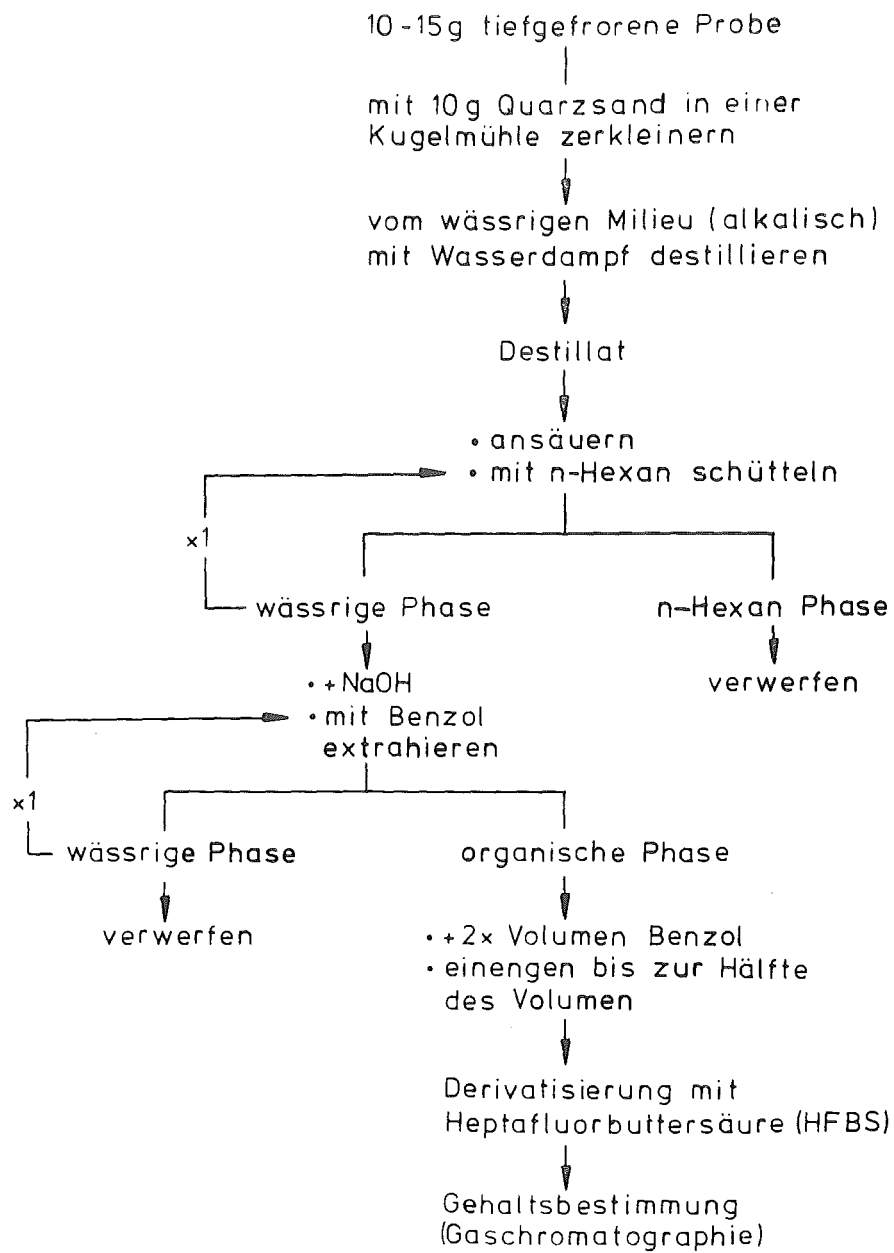


Abb. 4 Gewinnung von p-Chloranilin aus biologischen Matrices

Eine Bromierung der 2,6 Position des aromatischen Ringes des p-Chloranilins (20, 21) erhöht die Empfindlichkeit des ECD, so daß die Nachweisgrenze im Nanogrammbereich liegt. Die Herstellung des Amides aus Heptafluorbuttersäure (HFBS) und p-Chloranilin (22) erhöht die Sensitivität des ECD bis in den pg-Bereich (20 pg). Diese Derivatisierung wird daher vorgezogen.

Der Benzolextrakt (4.2) wird mit 0,1 ml Äthylacetat und 0,1 ml HFBS gut gemischt und 1 Stunde bei Zimmertemperatur belassen (ab und zu kräftig schütteln). Nach Ablauf der Reaktionszeit werden 5 ml Wasser zugegeben, mit dem Ultra-Turrax eine Minute gemischt (10 000 U/min) und schließlich die zwei Phasen getrennt. Die organische Phase wird zweimal mit Wasser (wie oben) gewaschen. Die Benzol-Phase wird schließlich an 1 g Kieselgel (mit 3 % H₂O desaktiviert) in der Säule mit 15 ml Benzol n-Hexangemisch (6:4) eluiert. Das Eluat wird bis auf 10 ml eingeeengt und als Heptafluorbutyramid-Derivat chromatographiert.

4.3 Gaschromatographie

Säulenmaterial: 5 % SE-30 auf Chromosorb W-HP-80/100 mesh
Detektor: ECD 63-Ni
Gase: Argon/Methan (95:5) als Träger (30 ml/min)
Temperaturen: Einspritztemperatur: 200°C
Säulentemperatur: 150°C
Detektortemperatur: 220°C
Retentionszeit: ca. 7 min

4.4 Auswertung

Die Auswertung der Chromatogramme erfolgt wie in 1.3 dargestellt.

Literaturverzeichnis

- 1) BARTHEL, W.F., A. CURLEY, C.L. THRASCHER and V.A. SEDLATE
Determination of Pentachlorophenol in Blood, Urine, Tissue
and Clothing.
Journal of the AOAC, Vol. 52, No.2, 1969
- 2) CHRIST, H.L. and R.F. MOSEMAN (1976)
Improved recovery of Hexachlorobenzene in adipose Tissue
with modified micro multiresidue procedure.
J. Chromatography, 117, 143-147
- 3) COCHRANE, W.P., R. GREENHALG, (1976)
Evaluation and Comparison of Selective gaschromatographie
Detectors for the analysis of pesticide residues.
Chromatographia, 9, 255-256
- 4) DELLEY, R.H.K., FRIEDRICH and K. STAMMBACH
The identification and determination of various Triazines
in Biological Materials.
Z. Analyt. Chemie 228, 23, 1967
- 5) EDER, G. (1979)
Zur Analyse von halogenierten Kohlenwasserstoffen,
Phenolen und Carbonsäuren in marinen Sedimenten.
Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven, 17, 225-231
- 6) ERNST, W. and K. WEBER (1978)
Chlorinated Phenols in selected estuarine Bottom Fauna.
Chemosphere, 11, 867-872
- 7) ERNST, W., R.G. SCHAEFFER, H. GOERKE und G. EDER
Aufarbeitung von Meerestieren für die Bestimmung von
PCB, DDT, DDE, DDD, HCH, HCB.
Z. Anal. Chem. 272, 358-363, 1974
- 8) LAWRENCE, F.J. (1974)
Comparison of Extraction Methods for Triazine Herbicides
in Root Crops using Electrolytic Conductivity Detection.
J. Agr. Food Chem. Vol. 22, No.1, 137-140
- 9) MENDOZA, C.E. and G.W. LAVER (1976)
Determination of Hexabrombenzene in Rat Tissues by
Gas-Liquid Chromatographie.
J. Agr. Food Chem. Vol.25, 680-682
- 10) RANFFT, K. und G. BLOS
Zur Bestimmung von Chlorkohlenwasserstoff-
Pesticidrückständen.
Z. Lebensm. Unters.-Forsch. 164, 17-20, 1977
- 11) SACKMAUEROVA, M., O. PAL'USOVA and A. SZOKOLAY (1977)
Contribution to the study of drinking water, danube water
and biocenose contamination with chlorinated insecticides.
Water Research, 11, 551-556

- 12) SUZUKI, K., H. NAGAYOSCHI, T. KASHIWA (1976)
Agr. Biol. Chem. 40, 845-850
- 13) WESTLAKE, E.W., Annemarie WESTLAKE and F.A.GUNTHER (1970)
Determination of 2-Chloro-4-isopropylamino-6-hydroxy-methylamino-s-triazine (ACD 15 M) in Corn Plants.
J.Agr. Food Chem., 18, 4, 685-687
- 14) WOLFF, G. und W. EBING
Eine Methode zur einheitlichen Reinigung und Bestimmung von Chlorkohlenwasserstoffinsektizidrückständen in verschiedenen Getreidearten.
Journal of Chromatography, 147, 213-219, 1978
- 15) YIP, G., 1975
Analysis for Herbicides and Metabolites.
J. Chromatogr. sci., 13, 225-230
- 16) ONLEY, J.H. and G. YIP (1969)
Analysis of a single crop extract for substituted urea herbicides and metabolites, chlorinated insecticides and amitrole.
J. of the AOAC, 52, 526-532
- 17) Kußmaul, H. und M. Hegazi (1975)
Zur Analytik von Phenylharnstoff-Herbiziden im Wasser. Gaschromatographische Bestimmung der Wirkstoffe und Metaboliten. Vom Wasser, 44, 31-47
- 18) KIRKLAND, J.J. (1962)
Trace analysis by programmed temperature Gaschromatography. Simultaneous determination of monuron and diuron herbicides residues.
Z. Anal. Chem., 34, 428-433
- 19) SPENGLER, D. und B. HAMROLL (1970)
Trennung und Bestimmung von Carbamat- und Harnstoff-Herbiziden durch Reaktions-Gaschromatographie.
J. Chromatography, 49, 207-214
- 20) GUTENMANN, W.H. and LISK, D.J. (1964)
Electron affinity residue determination of CIPC, monuron diuron and linuron by direct hydrolysis and bromination.
Agricultural and Food Chem., 12, 46-48
- 21) GUTENMANN, W.H. and LISK, D.J. (1966)
Electron capture determination of cotoran, lenoran, and tupersan herbicides following hydrolysis and bromination.
J. of G.C., 424-425
- 22) BRADWAY, Diane E. and T. SHAFIK (1977)
Electron Capture Gaschromatographie analysis of the amine metabolites of pesticides.
J. Chromatography Sci., 15, 322-328

Bundesminister für Forschung und Technologie

Forschungsbericht (03 7208)

Untersuchungen zur Ermittlung und Bewertung
des Einflusses gasförmiger Luftverunreinigungen
auf Modell-Pflanzengemeinschaften

von

Dr. K. Küppers

und

H. Böing

Angewandte Biologie, insbesondere Angewandte Botanik
der Universität Essen - GHS

Vorhaben- und Institutsleiter: Prof. Dr. R. Guderian

Dezember 1983

ZUSAMMENFASSUNG

Modell-Gemeinschaften von Lolium perenne L., Plantago lanceolata L. und Trifolium pratense L. wurden als Monokulturen, Zwei-Arten- und Drei-Arten-Kombinationen unterschiedlichen Konzentrationen von Ethen, Schwefeldioxid und gasförmigem Methanol ausgesetzt. Die Experimente fanden unter standardisierten Anzucht- und Kulturbedingungen in Kleingewächshäusern sowie innerhalb einer Klimakammer statt.

Gemessen an den Trockensubstanzerträgen ließen die Testpflanzen in Abhängigkeit von den applizierten Chemikalien eine unterschiedliche Reihenfolge der Empfindlichkeit erkennen. Dabei erwies sich Ethen als besonders phytotoxisch, gefolgt von Schwefeldioxid und - mit ca. 10-fach geringerer Wirksamkeit - Methanol. Teilweise deutete sich die Chemikalienwirkung bereits frühzeitig durch eine Beeinflussung der Peroxidase-Aktivität, des Chlorophyllgehaltes und der Transpiration an, während insbesondere Ethen auch morphologische Veränderungen hervorrief.

In den Modell-Gemeinschaften mehrerer Arten verstärkte die interspezifische Konkurrenzsituation die Reaktion der empfindlicheren Pflanzen, bei gleichzeitiger Förderung der Biomasseproduktion der resistenteren Bestandesparten. Dieses Reaktionsmuster führte in Zwei- und Drei-Arten Kombinationen bereits bei geringer Belastung zu Verschiebungen in den Artenanteilen. Mittels derartiger Gemeinschaften sollte eine im Vergleich zu Monokulturen empfindlichere und repräsentativere Erfassung der Wirkung von Umweltchemikalien möglich sein.

SUMMARY

Model communities of Lolium perenne L., Plantago lanceolata L., and Trifolium pratense L. were grown as monocultures, two species-, and three species-combinations and exposed to different concentrations of ethen, sulfur dioxide and gaseous methanol. Experiments were performed under standardized culture conditions in little greenhouses as well as in fumigation cabins within a climatic chamber.

Depending on the chemicals tested plant species showed different sequences of susceptibility indicated by altered dry matter yields. Ethen proved to be the most phytotoxic substance followed by sulfur dioxide and - with approximately ten fold lower effectiveness - methanol. Influences on peroxidase activity, chlorophyll content and transpiration suggested chemical effects on plants in an early stage of the experiments. Especially ethen caused morphological modifications at low concentrations.

In model communities of two or three species under conditions of interspecific competition the reaction of the more sensible part was intensified whereas yields of the resistant species usually increased. In relation to this effects the composition of model communities changed even at low dose. In comparison to monocultures the described model systems may offer a very sensitive and representative method in assessing the influence of environmental chemicals on natural plant communities.

EINLEITUNG UND VERSUCHSKONZEPTION

Die bisherigen experimentellen Untersuchungen über Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen konzentrierten sich auf Individuen bzw. Kollektive einzelner Pflanzenarten. Während eine Reihe pflanzensoziologischer Erhebungen über die Auswirkungen von Immissionsstreß auf Vergesellschaftungen höherer Pflanzen vorliegen, sind nur selten Begasungsexperimente zur Reaktion von Pflanzengemeinschaften durchgeführt worden (GUDERIAN 1966, BENNETT und RUNECKLES 1977). Es ist folglich auch wenig darüber bekannt, inwieweit sich Modell-Gemeinschaften verschiedener Pflanzenarten zur Bioindikation von Chemikalien eignen, die auf dem Luftwege in terrestrische Ökosysteme eingetragen werden. In der Literatur beschriebene Ergebnisse lassen bereits erkennen, daß die Pflanzen in der Gemeinschaft nach Art und Intensität anders reagieren als in der Monokultur (GUDERIAN und KÜPPERS 1980).

Am Beispiel der Referenzchemikalien Ethen und Methanol sowie der Standardchemikalie Schwefeldioxid soll in Begasungsversuchen über einen Vergleich der Reaktionen von Pflanzen in Monokultur mit der in Mischkultur aufgezeigt werden, welche Reaktionsmuster beim Einsatz von Modellpflanzengemeinschaften auftreten können und welche Folgerungen für die Bewertung der Phyto- bzw. Ökotoxizität der Testsubstanzen daraus resultieren.

Zur Erweiterung der Aussagemöglichkeiten wurden die Experimente sowohl unter streng reproduzierbaren Umweltbedingungen in einer Klimakammeranlage als auch unter wechselnden Außenbedingungen in Kleingewächshäusern durchgeführt. Die Wirkungserfassung erfolgte über ertragskundliche Parameter wie die Trockensubstanz, daneben wurden in einzelnen Fällen auch morphologische sowie physiologische und biochemische Veränderungen an den Testpflanzen nach Applikation der Chemikalien berücksichtigt, als weitere Wirkungskriterien zur Erfassung subtiler Schädigungen.

METHODEN

Expositionssysteme, Dosier- und Meßtechnik

Acht Kleingewächshäuser (Grundfläche 188 x 202 cm, Firsthöhe 214 cm) wurden durch Einhängen von Plexiglaslochplatten in Stehwandhöhe zu Begasungskabinen umgebaut, in die über Staubfilter und Aktivkohle gereinigte Luft im Giebelbereich hineingedrückt wird. Nach gleichmäßiger Verteilung in Höhe der Versuchspflanzen strömt die Luft unterhalb der Kulturgefäße über Abluftrohre nach außen. Bei einer nach Volumenstrommessung regelbaren Frischluftzufuhr von $500 \text{ m}^3 \times \text{h}^{-1}$ ist ein 1,4-facher Luftwechsel pro Minute gewährleistet, wodurch bei normalen Wetterlagen ein den Aussenbedingungen weitgehend angenähertes Klima in den Häusern erzielt wird. Temperatur, Beleuchtungsstärke und relative Luftfeuchtigkeit wurden in den Gewächshäusern fortlaufend registriert und Übertemperaturen ggf. mit Hilfe einer Schattiereinrichtung vermieden.

Die Testchemikalien Ethen und Schwefeldioxid wurden über thermische Massendurchflußregler aus Gasvorratsflaschen direkt in den Hauptluftstrom injiziert. Flüssiges Methanol wurde mit Mikrodosierpumpen in einen Trägerluftstrom gegeben, bei 150°C verdampft und anschließend dem Hauptluftstrom

zugeführt.

Zur Bestimmung der Chemikalienkonzentration in den Kleingewächshäusern wurde Probenluft in kurzen Intervallen über beheizte Teflonleitungen aus dem Begasungsraum abgesaugt und im Falle von SO_2 und Ethen automatisch analysiert. Für Schwefeldioxid stand ein SO_2 -Monitor (Ultragas U3-ES- SO_2 , Fa. Wösthoff, Bochum) zur Verfügung. Ethen wurde nach vorheriger Tieftemperaturanreicherung (Fa. AMA, Hilden) im Gaschromatographen bestimmt. Nach diskontinuierlicher Probennahme mit Hilfe von Gassammelgefäßen erfolgte die Methanolbestimmung ebenfalls im Gaschromatographen. Eichgasgemische für Ethen und Methanol (Fa. Messer-Griesheim, Duisburg) bzw. die interne Eichgasquelle des SO_2 -Monitors dienten der regelmäßigen Überwachung der Analysatoren.

Experimente unter reproduzierbaren Klimabedingungen wurden in vier Begasungsküvetten aus Plexiglas (115 cm x 70 cm x 100 cm, L x B x H) innerhalb eines begehbaren Klimaraumes durchgeführt. Ähnlich wie bei den Gewächshäusern tritt konditionierte Frischluft von oben in die Expositionskammern ein, wird über eine Lochplatte verteilt und am Boden der Küvette abgesaugt. Ein Volumenstrom von $25 \text{ m}^3 \times \text{s}^{-1}$ klimatisierter Luft gewährleistet bei 0,8-fachem Luftwechsel pro Minute eine ausreichende Turbulenz an den Pflanzenoberflächen. Chemikaliendosierung und Analytik erfolgten analog den Versuchen in Kleingewächshäusern.

Versuchspflanzen, Kulturbedingungen und Erntemethoden

Nach den Ergebnissen von Vorversuchen wurden Deutsches Weidelgras, Lolium perenne L. (Sorte Compas), Spitzwegerich, Plantago lanceolata L. und Rotklee, Trifolium pratense L. (Sorte Atelo) ausgewählt. Damit standen Pflanzen unterschiedlicher Wuchsform bei vergleichbarer Wuchshöhe und Biomasseproduktion zur Verfügung, die zudem mehrfachen Schnitt tolerieren. Die Standortansprüche sind ähnlich, alle drei Arten können u.a. im Feldfutterbau gemeinsam auftreten.

Monokulturen, Zwei-Arten-Kombinationen und Drei-Arten-Gemische wurden in fast allen Experimenten parallel auf ihre Reaktion gegenüber den Testchemikalien geprüft, um das Konkurrenzverhalten bei identischen Versuchsbedingungen vergleichend beurteilen zu können.

Bei den Experimenten in Kleingewächshäusern erfolgte die Exposition in quadratischen Kunststoffgefäßen (Fläche 25 dm^2 , Volumen 58 l), die aus einem eingebauten Vorratsbehälter über Tauchlappen kontinuierlich von unten bewässert werden (Fa. Riviera, Kehl). Als Substrat diente ungedüngte Einheitserde (Fa. Balster, Fröndenberg) mit einem Zusatz von 10 Vol.% Quarzsand und einer Startdüngergabe von 3 g N auf 10 kg Boden. Der voll lösliche Dünger (Poly-Crescal, Fa. Schering, Berlin) wurde zur Hälfte unter den Boden gemischt, die andere Hälfte in den Wasservorrat gegeben. Nach jedem Schnitt erfolgte ein Zusatz von 1,5 g N/10 kg Boden über das Bewässerungssystem. Das Saatgut wurde mit Hilfe von Schablonen im Abstand von 4 cm ausgebracht. Um einen Randeffect weitgehend auszuschließen wurden für die Konkurrenzanalyse nur solche Individuen zur Berechnung der Erträge herangezogen, die vierseitig von weiteren Pflanzen umgeben waren, d.h. bei Monokulturen 100, bei Zwei-Arten-Kombinationen je 50 und bei Drei-Arten-Kombinationen je 33 Lolium- und Plantago- sowie 34 Trifolium-Pflanzen. Bei der letztgenannten Kombination kam die doppelte Gefäßanzahl zum Einsatz, um einen Ausgleich der unterschiedlichen Stückzahlen zu erreichen. Bei Monokulturen und Zwei-

Arten-Kombinationen wurden zwei Versuchsflächen je Vegetationsgefäß getrennt ausgewertet.

Für die Experimente in der Klimakammer wurden kleinere Gefäße gleichen Typs (Fläche $6,25 \text{ dm}^2$, Volumen $14,4 \text{ l}$) benutzt. Bei gleicher Aussaattechnik betrug die Zahl der zur Auswertung herangezogenen Pflanzen in Monokultur 16, bei Zwei-Arten-Kombination je acht und bei Drei-Arten-Kombination je fünf (*Lolium*, *Plantago*) bzw. sechs Pflanzen (*Trifolium*), wobei wiederum über die Anzahl der eingesetzten Gefäße ein Ausgleich unterschiedlicher Individuenzahlen erfolgte.

Nach Beendigung eines Begasungsintervalls wurden von einem Teil der Versuchspflanzen Blattproben definierter Altersstufen entnommen, gewogen und mit flüssigem Stickstoff im Mörser pulverisiert. Die Lagerung bis zur Analyse auf Inhaltsstoffe und Enzymaktivität erfolgte im Tiefgefrierschrank bei -30°C .

Die verbleibenden Pflanzen wurden anschließend 4 cm über dem Boden abgeschnitten, gewogen und nach Trocknung bei 105°C die Trockensubstanz bestimmt.

Angaben zu den Versuchsterminen sowie den Klimadaten sind Tab. 1 und Tab. 2 zu entnehmen.

Tab. 1: Versuchszeiten und Klimadaten der Experimente in Kleingewächshäusern. (AWP = Aufwuchsperiode, WAP = Wiederaufwuchsperiode)
+ Deutscher Wetterdienst, Essen

	AWP		WAP 1	WAP 2
	ohne Begasung	mit Begasung	→	
<u>Versuch I</u>	18.05.-02.06.83	03.06.-23.06.83	24.06.-08.07.83	
mittl. Tagestemp. ($^\circ \text{C}$)	19,7	17,2	18,1	
mittl. Globalstrahlung ⁺ ($\text{J} \times \text{cm}^{-2} \times \text{d}^{-1}$)	1944	1560	1588	
<u>Versuch II</u>	04.08.-18.08.83	19.08.-07.09.83	08.09.-29.09.83	30.09.-20.10.83
mittl. Tagestemp. ($^\circ \text{C}$)	19,8	17,0	18,7	12,8
mittl. Globalstrahlung ⁺ ($\text{J} \times \text{cm}^{-2} \times \text{d}^{-1}$)	1394	1240	1132	545

Tab. 2: Tagesgang des Klimaverlaufs innerhalb des Phytotrons

Tageszeit (h)	06.00-08.00	08.00-10.00	10.00-16.00	16.00-18.00	18.00-20.00	20.00-06.00
mittl. Temp. ($^\circ \text{C}$)	16,3	19,6	25,7	23,2	19,3	15,3
mittl. Feuchte (%)	68,4	54,2	42,1	41,9	50,5	72,3
Licht ($\mu \text{E} \times \text{m}^{-2} \times \text{s}^{-1}$)	230	420	520	420	230	--

Transpirationsmessungen

Die Transpirationsmessungen wurden an *Plantago* und *Trifolium* in der Klimakammer durchgeführt. Um tageszeitliche Schwankungen in der Transpirationsleistung zu berücksichtigen, wurden alternierend 40 unbehandelte und 40 behandelte Pflanzen aus den einzelnen Expositionsküvetten in der Zeit von 12.30 h bis 15.30 h für jeweils zwei Minuten gemessen. Die Messungen erfolgten mit einem Steady-State-Porometer (LI 1600, Fa. Licor Lincoln USA), dessen Meßprinzip mehrfach beschrieben wurde (BEARDELL et. al 1972; SLAVIK

1974), bei einer Blattemperatur von 20°C , einer Photonenflußdichte (Wellenlänge 400-700 nm) von $500 \mu\text{E} \times \text{m}^{-2} \times \text{s}^{-1}$ in Bestandeshöhe und einer relativen Luftfeuchte von 50%.

Bei *Plantago* wurde die Transpiration an der abaxialen Blattoberfläche des ältesten Blattes 2 cm von der Blattspitze entfernt symmetrisch zur Mittelrippe gemessen, während am größten Blatt von *Trifolium* die Blattmitte der abaxialen Oberfläche als Bezugspunkt diente.

Chlorophyllbestimmung

Die tiefgefrorenen Blattproben wurden in Anlehnung an die von ZIEGLER und EGLE (1965) beschriebene Methode auf ihren Gehalt an Chlorophyll a und b untersucht. Dabei wurden von *Trifolium* und *Lolium* jeweils 0,1 g und von *Plantago* 0,2 g Frischsubstanz eingesetzt. Das Probenmaterial wurde unter Kühlung mit Quarzsand im Mörtel zerrieben und die Pigmente mit einem 85%-igen Aceton-Wasser-Gemisch unter Zusatz von Ammoniak-Lösung extrahiert. Die Messung der Extinktionswerte erfolgte mit einem Spektralphotometer bei 648, 664 und 720 nm.

Bestimmung der Peroxidase-Aktivität

Die Peroxidase-Aktivität wurde nach Homogenisieren der Proben in eisgekühltem Phosphatpuffer (pH 7,0) nach PÜTTER (1974) im Rohextrakt bestimmt. Die Angabe der Enzymaktivität erfolgt als Volumenaktivität (U/l). Dabei errechnet sich die Enzymaktivität aus der Zeitdifferenz, die für eine bestimmte Extinktionserhöhung (436 nm) nach Zugabe von H_2O_2 -Lösung zum Probenansatz benötigt wird.

Statistische Methoden

Die statistische Prüfung der Ergebnisse aus den Biomassebestimmungen wurde aus je vier Wiederholungen mittels einer faktoriellen Varianzanalyse vorgenommen. Die Verrechnung erfolgte im Hochschulrechenzentrum der Universität Bonn. Die übrigen Analyseergebnisse wurden im t-Test auf Signifikanz geprüft. Als Signifikanzniveau war eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% (*) bzw. 1% (**) vorgegeben.

ERGEBNISSE

Gewächshausversuche - Einfluß der Testchemikalien auf das Wachstum der Versuchspflanzen in Mono- und Mischkultur

Ethen

In Monokultur beeinflusst Ethen ($0,2 \text{ mg/m}^3$ Luft) während der 20-tägigen Be-gasung im Laufe der Aufwuchsperiode (AWP) die verwendeten Pflanzenarten in unterschiedlichem Maße (Abb. 1a). *Lolium* und *Plantago* weisen keinen signifikanten Rückgang der Trockensubstanzproduktion auf; *Trifolium* reagiert mit einer 23%-igen Ertragsminderung gegenüber der Kontrolle. Am Ende der

Wiederaufwuchsperiode (WAP) zeigen alle drei Arten signifikante Mindererträge, die nahezu übereinstimmend bei ca. 80% der nicht behandelten Monokulturen liegen (Abb. 1b).

Bei den Zwei-Arten-Kombinationen *Lolium*/Trifolium und *Plantago*/Trifolium wird besonders in der WAP ein Reaktionsmuster erkennbar, das die Bedeutung der Konkurrenzsituation für die Chemikalienwirkung hervorhebt. Unter dem Einfluß von Ethen wird die Konkurrenzfähigkeit von Trifolium dahingehend verändert, daß einer Ertragsminderung bei Trifolium ein Mehrertrag der jeweiligen Bestandespartner gegenübersteht.

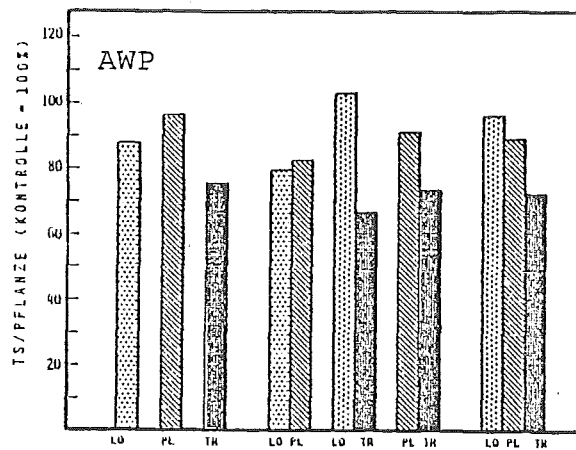


Abb. 1a

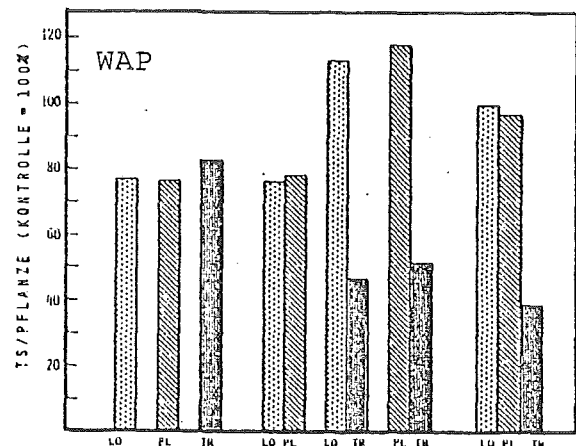


Abb. 1b

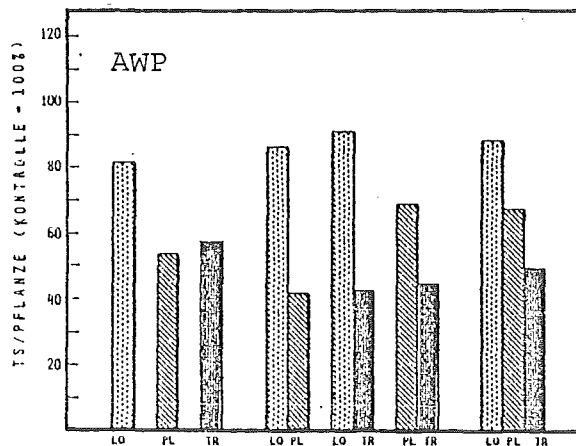


Abb. 1c

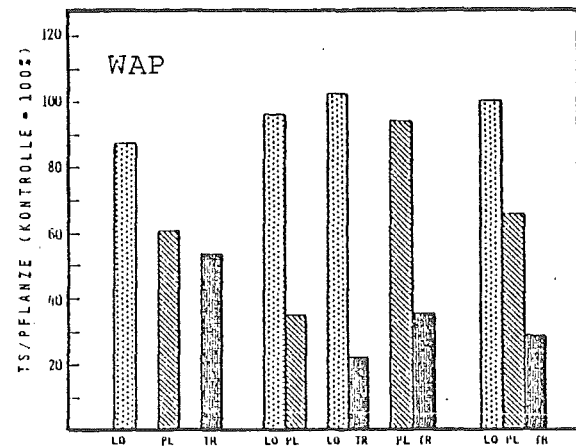


Abb. 1d

Abb. 1 a-d: Einfluß von Ethen auf die Trockensubstanz (TS) von *Lolium perenne* (LO), *Plantago lanceolata* (PL) und *Trifolium pratense* (TR) in Mono- und Mischkultur während der Aufwuchsperiode (AWP) und der Wiederaufwuchsperiode (WAP). Ergebnisse der Gewächshausversuche
a, b: 0,2 mg Ethen/m³ Luft
c, d: 0,3 mg Ethen/m³ Luft
(Darstellung in % der Kontrolle)

Ähnliche Verhältnisse liegen nach Abschluß der WAP bei der Behandlung mit $0,2 \text{ mg Ethen/m}^3$ Luft in Bezug auf die Drei-Arten-Kombination vor. Trifolium erreicht hier lediglich 39% der Kontrolle. Für Lolium und Plantago läßt sich infolge der veränderten Konkurrenzbedingungen in der Drei-Arten-Kombination anders als in Monokultur keine Beeinträchtigung durch Ethen nachweisen (Abb. 1b).

Eine Konzentration von $0,3 \text{ mg Ethen/m}^3$ Luft führt beim ersten Schnitt in Monokultur zu signifikanten Ertragseinbußen aller drei Arten (Abb. 1c). Anders als bei der geringeren Ethenkonzentration werden Plantago und Trifolium in beiden Wachstumsperioden jedoch wesentlich stärker als Lolium beeinflusst und erzielen nur rund $3/5$ der Erträge der Kontrollkulturen. Auch in der Kombination Lolium/Plantago treten hier deutliche Verschiebungen auf (Abb. 1c,d). So liegen die Erträge von Plantago in Mischkultur mit Lolium jetzt signifikant unter denen in Monokultur. Bei der Kombination Lolium/Trifolium ist in Analogie zu den bei $0,2 \text{ mg Ethen}$ erhaltenen Ergebnissen in der WAP eine geringere Beeinträchtigung von Lolium in Misch- gegenüber Monokultur zu verzeichnen (Abb. 1d). Trifolium erbringt in derselben Kombination lediglich 22% der Trockensubstanz in unbelastetem Zustand und wird damit weitaus stärker als in Monokultur geschädigt.

Eine prinzipiell ähnliche Reaktionsweise wie sie für die niedrigere Begasungskonzentration beschrieben wurde, liegt im Falle der Kombination von Trifolium mit Plantago sowie bei der Modellgemeinschaft aller drei Pflanzarten vor. Beim Drei-Arten-Gemisch ist infolge der bei $0,3 \text{ mg Ethen pro m}^3$ Luft sichtbar werdenden Empfindlichkeitsunterschiede zwischen Lolium und Plantago die Staffelung der Erträge mit einer deutlicheren Wachsminderung bei Plantago jedoch wesentlich stärker ausgeprägt (Abb. 1d).

Methanol

Analog den für die Ethenwirkung beschriebenen Reaktionsmustern kommt es auch unter dem Einfluß von Methanol zu deutlich unterschiedlichen Reaktionen der Testpflanzen in Monokultur gegenüber denen in Mischkultur. Allerdings werden für vergleichbare Effekte Chemikalienkonzentrationen benötigt, die um mehr als eine Zehnerpotenz höher liegen.

In Abb. 2a-d sind die Ergebnisse von Begasungsversuchen bei Methanolkonzentrationen von 6 bzw. 9 mg/m^3 Luft zusammengefaßt. Während alle drei Pflanzarten in Monokultur bei Behandlung mit 6 mg Methanol innerhalb der AWP nahezu unbeeinflusst bleiben, ist die Situation bei den Mischkulturen nicht so eindeutig (Abb. 2a). In den Zwei-Arten-Kombinationen von Lolium bzw. Trifolium mit Plantago deuten die geringfügig höheren Erträge von Plantago im Vergleich zur Kontrolle einen Wettbewerbsvorteil an, der einen signifikant niedrigeren Aufwuchs von Lolium und Trifolium bewirkt haben könnte. Ebenso wie die Reaktion im Drei-Arten-Gemisch gehen die Unterschiede jedoch nicht über eine 20%-ige Minderung der Trockensubstanzerträge hinaus.

In der WAP (Abb. 2b) erweist sich Lolium in der Mono- und Mischkultur- ausser in der Kombination mit Trifolium als empfindlichste der drei Testpflanzen.

Die Anfälligkeit von Lolium wird bei einer Konzentration von $9 \text{ mg Methanol/m}^3$ Luft im Drei-Arten-Kollektiv unter dem Konkurrenzeinfluß von Plantago und Trifolium besonders deutlich (Abb. 2c,d). Mit jeweils 17% geringeren Erträgen besteht ein signifikanter Unterschied zur belasteten Lolium-Monokultur in beiden Aufwuchsperioden. Wie sehr die Empfindlichkeit von der Konkurrenzsituation mitbestimmt wird, zeigt sich an der Reaktion von

Plantago bzw. Trifolium gegenüber Lolium einerseits und in direkter Partnerschaft andererseits. Während Plantago selbst in der WAP trotz der Mindererträge von Lolium keinen deutlichen Konkurrenzvorteil erfährt (Abb.2d), erreicht Trifolium bereits in der AWP ebenso hohe Ertragswerte wie in der Kontrollkultur; in der WAP besteht ein deutlicher Unterschied zur Reaktion in Monokultur. Plantago ist wiederum konkurrenzkräftiger als Trifolium, woraus das von der Monokultur abweichende Ergebnis in der Zwei-Arten-Kombination resultiert. Die Modell-Pflanzengemeinschaft mit drei Arten spiegelt die Empfindlichkeitsabstufung der Testpflanzen gegenüber Methanol insbesondere während der WAP beider Versuche am deutlichsten wider.

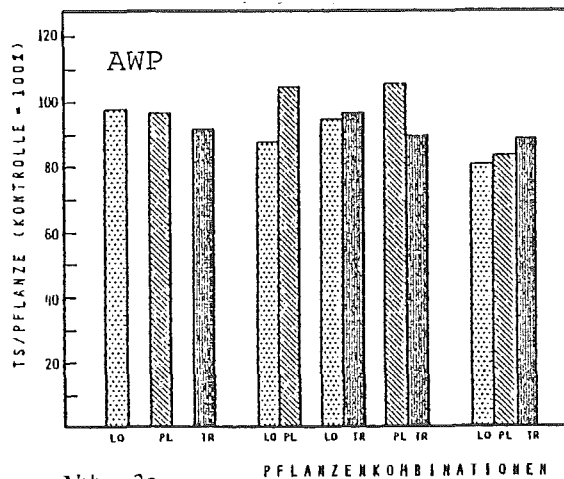


Abb. 2a

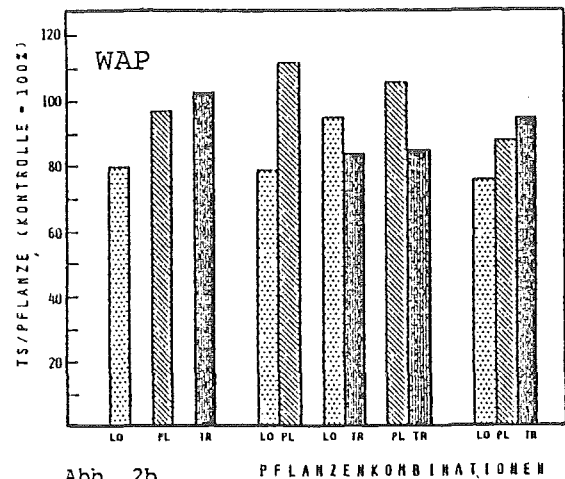


Abb. 2b

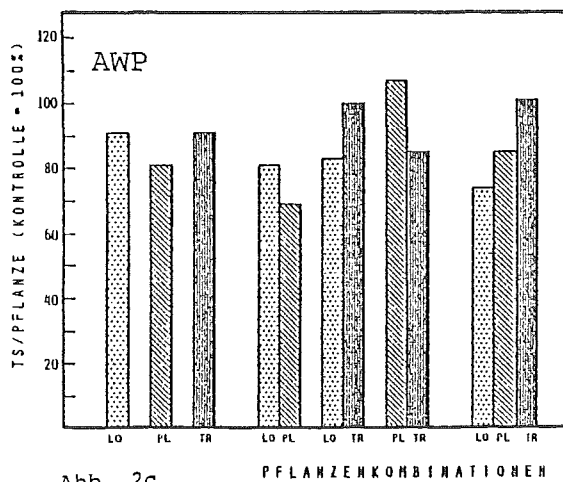


Abb. 2c

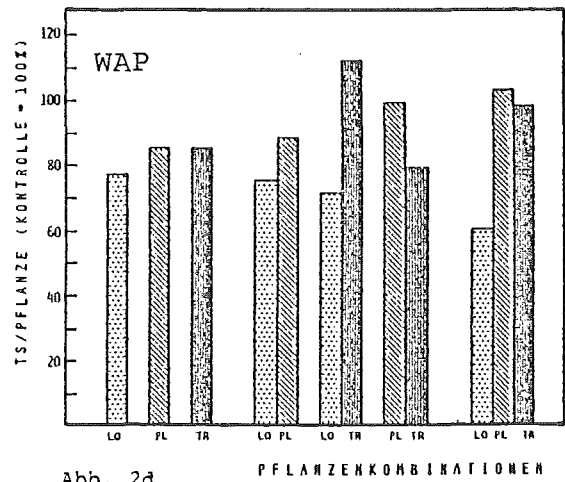


Abb. 2d

Abb. 2 a-d: Einfluß von Methanol auf die Trockensubstanz (TS) von *Lolium perenne* (LO), *Plantago lanceolata* (PL) und *Trifolium pratense* (TR) in Mono- und Mischkultur während der Aufwuchsperiode (AWP) und der Wiederaufwuchsperiode (WAP). Ergebnisse der Gewächshausversuche
a, b: 6 mg Methanol/m³ Luft
c, d: 9 mg Methanol/m³ Luft
(Darstellung in % der Kontrolle)

Schwefeldioxid

Die Ergebnisse von Begasungsversuchen mit Schwefeldioxid zeigen wie bei den anderen Testchemikalien eine unterschiedliche Empfindlichkeit der drei Pflanzenarten auf (Abb. 3a-d).

Bei einer SO_2 -Konzentration von $0,5 \text{ mg/m}^3$ Luft sind Unterschiede in der Reaktion von Mono- und Mischkulturen während der AWP noch nicht zu erkennen (Abb. 3a). Die Versuchspflanzen reagieren auf den Chemikalienstreß im heterotypischen Kollektiv ähnlich wie im homotypischen mit einer ca.

10-20%-igen Ertragseinbuße gegenüber den Kontrollkulturen. Am Ende der WAP zeigt sich der Konkurrenzeinfluß dann besonders deutlich in den Zwei-Arten-Kombinationen mit *Trifolium* als empfindlichem Partner (Abb. 3b). *Lolium* wird in Mischkultur wesentlich geringer geschädigt als in Monokultur, *Plantago* verstärkt die Chemikalienwirkung auf *Trifolium* so, daß eine signifikante Ertragseinbuße im Vergleich zur Monokultur resultiert.

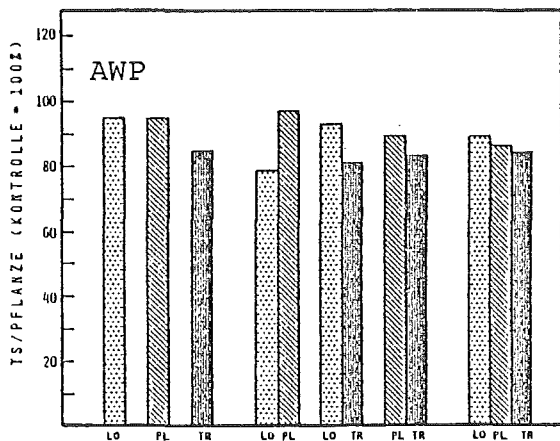


Abb. 3a

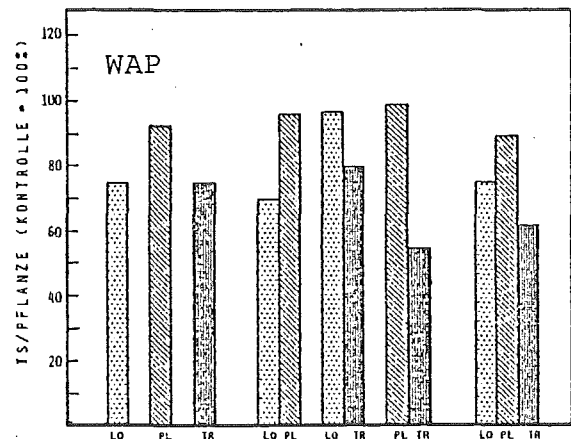


Abb. 3b

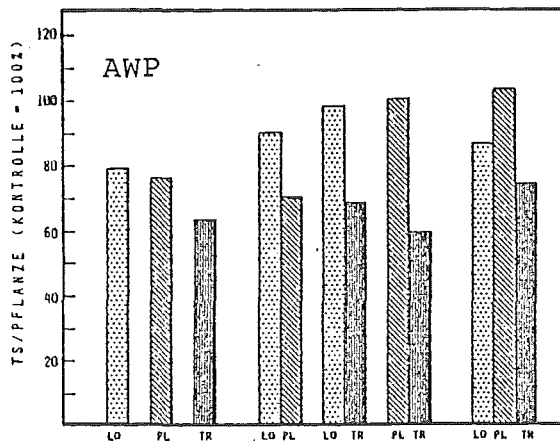


Abb. 3c

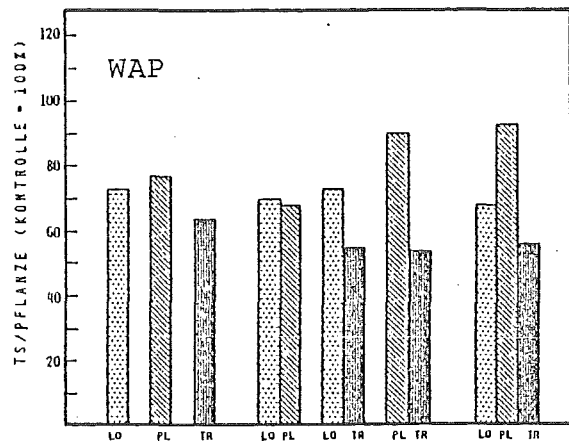


Abb. 3d

Abb. 3 a-d: Einfluß von Schwefeldioxid auf die Trockensubstanz (TS) von *Lolium perenne* (LO), *Plantago lanceolata* (PL) und *Trifolium pratense* (TR) in Mono- und Mischkultur während der Aufwuchsperiode (AWP) und der Wiederaufwuchsperiode (WAP). Ergebnisse der Gewächshausversuche
a, b: $0,50 \text{ mg Schwefeldioxid/m}^3$ Luft
c, d: $0,75 \text{ mg Schwefeldioxid/m}^3$ Luft
(Darstellung in % der Kontrolle)

Eine SO_2 -Konzentration von $0,75 \text{ mg/m}^3$ Luft führt bereits zum ersten Schnitt² bei allen drei Pflanzenarten zu einer ausgeprägten Beeinträchtigung der Biomasseproduktion (Abb. 3c), die sich im Falle der Monokulturen auch in der WAP nicht wesentlich ändert (Abb. 3d). Während sich im ersten Versuchsintervall für *Lolium* und *Plantago* in Kombination mit *Trifolium* noch ein Wettbewerbsvorteil im Vergleich zur Monokultur ergibt (Abb. 3c), trifft diese Tatsache am Ende der WAP nur noch für *Plantago* im Bestand mit *Trifolium* bzw. in der Modellgemeinschaft aller drei Testpflanzen zu (Abb. 3d).

Klimakammerversuche - Einfluß der Testchemikalien auf das Wachstum der Versuchspflanzen in Mono- und Mischkultur

Mono- und Mischkulturen von *Lolium*, *Plantago* und *Trifolium* zeigen in den Klimakammerversuchen ähnliche Reaktionsmuster, wie sie unter Chemikalienbelastung bei wechselnden Außenbedingungen in Kleingewächshäusern beobachtet wurden. Dies betrifft sowohl die relative Empfindlichkeit der Testpflanzen gegenüber Ethen, Methanol und Schwefeldioxid als auch den unterschiedlichen Ausprägungsgrad in Mono- und Mischkultur.

In Abb. 4 ist die Reaktionsweise der Modell-Pflanzengemeinschaft mit drei Arten auf Ethenbelastung im Verlauf von drei Wachstumsperioden derjenigen in Monokultur gegenübergestellt. Bei einer Konzentration von $0,1 \text{ mg Ethen/m}^3$ Luft tritt die Überlagerung von direkter Ethenwirkung und Konkurrenzeinfluß zunehmend deutlicher mit der Zahl der Schnitte hervor. So steht bei *Trifolium* in der zweiten Wiederaufwuchsperiode einem Ertragsrückgang von 31% in Monokultur eine Minderung um 61% in der Drei-Arten-Kombination gegenüber. Bei *Plantago* unterscheiden sich die Wuchsleistungen in beiden Kulturarten kaum voneinander, während *Lolium* besonders in der WAP 2 eine Steigerung der Substanzproduktion bei gleichzeitig verstärktem Ertragsdefizit von *Trifolium* erkennen läßt.

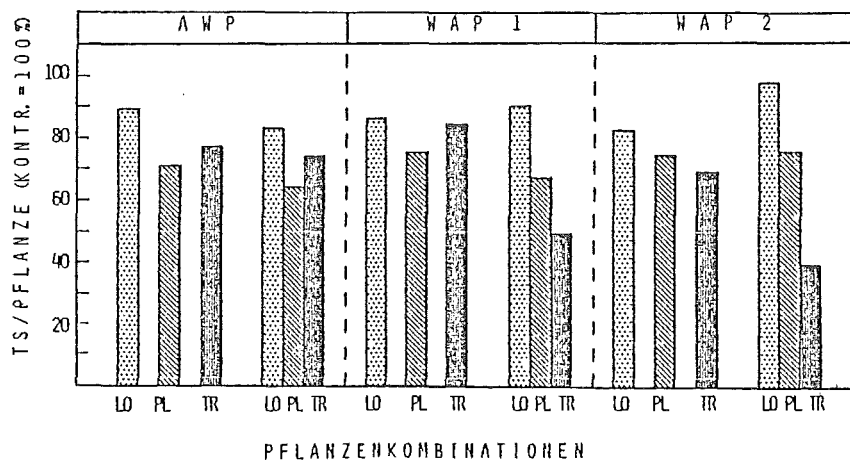


Abb. 4: Einfluß von Ethen ($0,1 \text{ mg/m}^3$ Luft) auf die Trockensubstanz (TS) von *Lolium perenne* (LO), *Plantago lanceolata* (PL) und *Trifolium pratense* (TR) in Mono- und Mischkultur während der Aufwuchsperiode (AWP), Wiederaufwuchsperiode 1 (WAP 1) und Wiederaufwuchsperiode 2 (WAP 2) im Klimakammerversuch (Darstellung in % der Kontrolle)

Die beschriebene Reaktionsweise wird auch bei Berücksichtigung der prozentualen Anteile der Bestandespartner am Gesamtertrag deutlich. Waren am Ende der AWP unter Etheneinfluß Lolium und Plantago noch jeweils mit 37% und Trifolium mit 26% beteiligt, liegen nach der WAP 2 die Werte bei 59%, 30% und 11%. Im Vergleich dazu weist die Kontrollkultur am Ende der WAP 2 eine doppelt so hohe Beteiligung von Trifolium an der Trockensubstanz des Bestandes auf.

Eine Zusammenfassung von Ergebnissen der Klimakammerversuche unter dem Einfluß von Ethen, Methanol und Schwefeldioxid in vergleichbaren Konzentrationen wie im Gewächshausexperiment I geben Abb. 5 und Abb. 6.

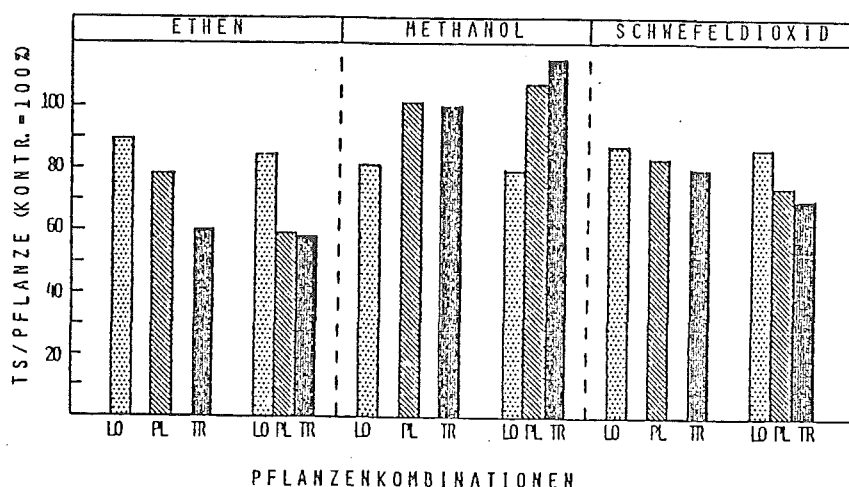


Abb. 5: Einfluß von Ethen ($0,2 \text{ mg/m}^3$ Luft), Methanol (6 mg/m^3 Luft) und Schwefeldioxid ($0,5 \text{ mg/m}^3$ Luft) auf die Trockensubstanz (TS) von *Lolium perenne* (LO), *Plantago lanceolata* (PL) und *Trifolium pratense* (TR) in Mono- und Mischkultur während der Aufwuchsperiode im Klimakammerversuch (Darstellung in % der Kontrolle)

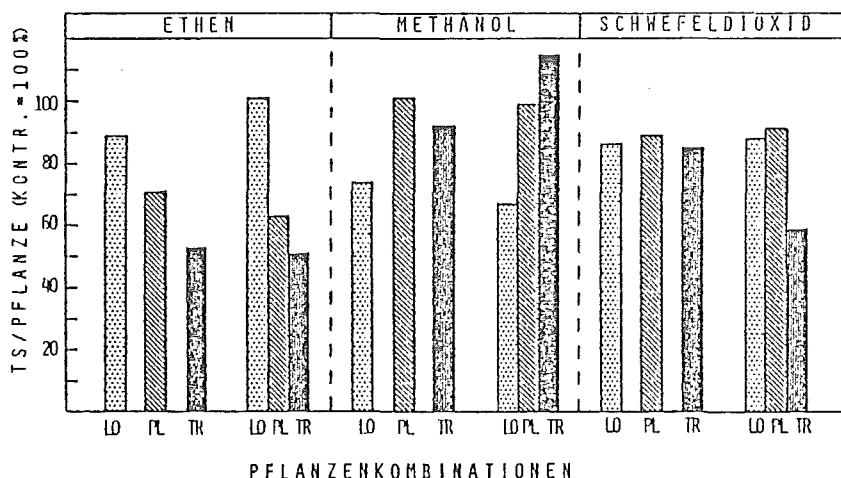


Abb. 6: Einfluß von Ethen ($0,2 \text{ mg/m}^3$ Luft), Methanol (6 mg/m^3 Luft) und Schwefeldioxid ($0,5 \text{ mg/m}^3$ Luft) auf die Trockensubstanz (TS) von *Lolium perenne* (LO), *Plantago lanceolata* (PL) und *Trifolium pratense* (TR) in Mono- und Mischkultur während der Wiederaufwuchsperiode im Klimakammerversuch (Darstellung in % der Kontrolle)

Lolium zeigt bei einer Konzentration von 0,2 mg Ethen/m³ Luft in Übereinstimmung mit dem Gewächshausversuch die schwächste, Trifolium die stärkste Wuchsdepression. Deutlicher als bislang beschrieben, reagiert Plantago auf die Ethenbelastung, so daß die eingeschränkte Konkurrenzfähigkeit sowohl von Trifolium als auch von Plantago zum Mehrertrag von Lolium am Ende der WAP beitragen (Abb. 6).

Methanol führt bei einer Konzentration von 6 mg/m³ Luft in beiden Wachstumsperioden zu einem deutlichen Rückgang der Trockensubstanzerträge von Lolium (Abb. 5,6). In Mischkultur äußert sich diese Wachstumsbeeinträchtigung unwesentlich stärker als in Monokultur, führt allerdings zu einem Mehrertrag von Trifolium.

Unter dem Einfluß von Schwefeldioxid 0,5 mg/m³ Luft liegt die Trockensubstanzproduktion der drei Testpflanzen in Monokultur durchweg zwischen 80 und 90% der Kontrollkultur (Abb. 5,6). Mit Ausnahme von Trifolium (AWP) sind die Unterschiede nicht signifikant. In der Drei-Arten-Kombination erreicht Trifolium demgegenüber nur 70% (AWP, Abb. 5) bzw. 59% (WAP, Abb. 6), reagiert also in der interspezifischen Konkurrenzsituation wesentlich empfindlicher als in Monokultur.

EINFLUSS DER TESTCHEMIKALIEN AUF MORPHOLOGIE, BIOCHEMIE UND PHYSIOLOGIE DER VERSUCHSPFLANZEN

Änderungen in den Konkurrenzbeziehungen verschiedener Arten innerhalb einer Modellgemeinschaft unter Chemikalienstreß setzen Modifikationen charakteristischer Eigenschaften der Einzelpflanze voraus, die u.a. im physiologisch-biochemischen und morphologischen Bereich meßbar sein können.

Längen- und Flächenwachstum

Wachstumsbeeinflussende Wirkungen der Testchemikalien, die insbesondere für Ethen bereits beschrieben sind (ABELES 1973), wurden durch Längenmessungen bei Lolium sowie durch Flächenmessungen bei Plantago und Trifolium geprüft (Tab. 3).

Tab. 3: Einfluß von Ethen, Methanol und Schwefeldioxid auf Blattfläche bzw. Blattlänge von Lolium perenne, Plantago lanceolata und Trifolium pratense in Monokultur. Angaben in % der Kontrolle

Expositions- bedingungen	Wachstums- periode	Chemikalie	Konzentr. (mg/m ³)	Plantago Fläche	Trifolium Fläche	Lolium Länge
Gewächshaus	WAP 1	C ₂ H ₄	0,30	71**	49**	69**
		CH ₃ OH	9,00	112	95	95
		SO ₂	0,75	108	59**	102
Klimakammer	AWP			64**	61**	92**
	WAP 1	C ₂ H ₄	0,10	67**	63**	86**
	WAP 2			--	61**	75**

Ethen reduziert das Flächen- bzw. Längenwachstum aller drei Pflanzenarten im Laufe der WAP z.T. drastisch gegenüber den Kontrollen. Bei einer Ethenkonzentration von $0,3 \text{ mg/m}^3$ Luft ist besonders Trifolium mit über 50%-iger Minderung der Blattfläche betroffen, während Plantago und Lolium mit ca. 30% Rückgang schwächer reagieren. Wie der Klimakammerversuch mit einer Konzentration von $0,1 \text{ mg Ethen/m}^3$ Luft zeigt, erreicht die Wirkung bei Plantago und Trifolium bereits am Ende der Aufwuchsperiode ihren maximalen Wert, der auch bei den folgenden Schnitten nicht übertroffen wird. Ausgehend von vergleichsweise geringer Beeinträchtigung des Längenwachstums, ist bei Lolium im gleichen Versuch eine stetige Zunahme der Differenz zur Kontrolle zu beobachten. Dies kann bei annähernd gleichbleibender absoluter Länge unter Ethenbelastung auf ein stärkeres Längenwachstum der Kontrollpflanzen in den aufeinanderfolgenden Versuchsperioden zurückgeführt werden.

Unter Schwefeldioxeidwirkung ($0,75 \text{ mg/m}^3$ Luft) zeigt ausschließlich Trifolium im Gewächshausversuch eine signifikante Verringerung der Blattfläche von 41%.

Methanol führt selbst bei einer Konzentration von 9 mg/m^3 Luft bei keiner der Testpflanzen zu einem signifikanten Unterschied gegenüber der Kontrolle.

Bestockungsgrad

Die Wettbewerbsfähigkeit einer Pflanze kann bei limitiertem Standraum durch die Anzahl der Seitensprosse mitbestimmt werden.

Im Gewächshausversuch II wurde nach dem zweiten Schnitt der Bestockungsgrad aller Individuen von Lolium erfaßt.

Bei Ethenbegasung ($0,3 \text{ mg/m}^3$ Luft) reagiert Lolium mit einer verstärkten Ausbildung von Seitensprossen; unter Methanoleinwirkung (9 mg/m^3 Luft) sowie bei Schwefeldioxid ($0,75 \text{ mg/m}^3$ Luft) weisen dagegen die Pflanzen einen deutlich geringeren Bestockungsgrad auf als die Kontrollen.

Peroxidase-Aktivität

Änderungen von Enzymaktivitäten wie die Aktivitätssteigerung der Peroxidasen können zur biochemischen Indikation einer Streßsituation herangezogen werden (JÄGER 1982).

Es muß dabei jedoch in besonderem Maße berücksichtigt werden, daß die verschiedenen Altersstadien der Testpflanzen bereits im unbelasteten Zustand unterschiedliche Enzymaktivitäten aufweisen, sowie uneinheitlich auf die Chemikalieneinwirkung reagieren.

Einige Ergebnisse der Klimakammerversuche sind in Tab.4 zusammengefaßt; wobei nur Aktivitätsbestimmungen an Material jeweils gleichen Entwicklungszustandes herangezogen wurde. Bei Plantago konnte die Aktivitätsbestimmung im Rohextrakt nicht durchgeführt werden; eine Reinigung wurde nur für spezielle Fragestellungen vorgenommen.

Ethen bewirkt bei Trifolium und Lolium in allen drei Konzentrationsstufen eine erhöhte Peroxidase-Aktivität am Ende der Aufwuchsperiode. Während sich bei Trifolium, ausgehend von einer 67%-igen Erhöhung bei $0,1 \text{ mg/m}^3$ bishin zu 88% Steigerung bei $0,2 \text{ mg Ethen/m}^3$ Luft gegenüber der Kontrolle zeigt, weist Lolium keine Konzentrationsabhängigkeit der Aktivitätserhöhung auf.

Tab. 4: Einfluß von Ethen, Methanol und Schwefeldioxid auf die Peroxidase-Aktivität von *Trifolium pratense* und *Lolium perenne* im Klimakammerversuch (Aufwuchsperiode)
Angaben in % der Kontrolle

Chemikalie	Konzentration (mg/m ³)	Trifolium	Lolium
Ethen	0,10	167 ^{**}	146 ^{**}
	0,15	178 ^{**}	146 ^{**}
	0,20	188 ^{**}	137 ^{**}
Methanol	9,00	108	131 ^{**}
Schwefeldioxid	0,30	106 [*]	130 ^{**}
	0,50	129 ^{**}	166 ^{**}
	0,75	133	172 ^{**}

Anders als auf Methanol dessen höchste Konzentrationsstufe (9 mg/m³ Luft) bei *Trifolium* keine, bei *Lolium* eine um 30% höhere Enzymaktivität bewirkt, reagieren beide Testpflanzen auf Schwefeldioxid mit signifikanten Aktivitätssteigerungen, *Trifolium* allerdings erst ab 0,5 mg SO₂. Auffallend ist die durchweg hochsignifikante Förderung der Peroxidase - Aktivität von *Lolium* bei Schwefeldioxid-Belastung.

Transpiration

Der Öffnungszustand der Stomata bestimmt als wesentlicher Faktor die Größe des Diffusionswiderstandes von Blättern und spielt eine entscheidende Rolle beim Ausschluß gasförmiger Schadstoffe. Als Reaktion auf Schwefeldioxid werden in Abhängigkeit von Konzentration, Pflanzenart, Lichtangebot und relativer Luftfeuchte sowohl eine verstärkte Öffnung, als auch ein Stomatenschluß beschrieben (BLACK und UNSWORTH 1980). Ein Einfluß von Ethen auf den Zustand der Spaltöffnungen konnte von PALLAGHY und RASCHKE (1972) nicht nachgewiesen werden, wohingegen ein vergrößerter Widerstand der Stomata von VITAGLIANO und HOAD (1978) gemessen wurde.

Die Ergebnisse der Transpirationsmessungen an *Plantago* und *Trifolium* sind in Tab.5 zusammengestellt.

Tab. 5: Einfluß von Ethen, Methanol und Schwefeldioxid auf die Transpiration von *Plantago lanceolata* und *Trifolium pratense* im Klimakammerversuch (Aufwuchsperiode). Angaben in % der Kontrolle

Chemikalie	Konzentration (mg/m ³)	Trifolium	Plantago
Ethen	0,10	118 ^{**}	112
	0,15	--	113 ^{**}
Methanol	9,00	--	99
Schwefeldioxid	0,30	94 ^{**}	81 ^{**}
	0,75	52 ^{**}	60 ^{**}

Im Gegensatz zu Methanol, das selbst bei der höchsten Konzentrationsstufe keinen Einfluß auf die Transpiration von *Plantago* ausübt, bewirkt 0,15 mg Ethen/m³ Luft eine signifikante Steigerung der Transpiration. Die ebenso große Steigerung der Transpiration bei 0,1 mg Ethen gegenüber der Kontrolle läßt sich wegen einer größeren Streuung der Meßwerte nicht statistisch sichern. *Trifolium* zeigt dagegen bei der gleichen Konzentrationsstufe mit ca. 18% Steigerung eine signifikante Beeinflussung der Transpiration.

Beide Pflanzenarten werden durch SO₂ in der Transpiration deutlich gehemmt, wobei eine Konzentrationsabhängigkeit der Reaktion zu verzeichnen ist. Ob es sich hierbei um einen sekundären Effekt zum Schutz vor Wasserverlust nach vorausgegangener SO₂-induzierter Erweiterung der Stomata handelt, wie es von BLACK und BLACK (1979) bei niedrigen SO₂-Konzentrationen für Pflanzen mit rascher Reaktion auf ein Wasserdampfdefizit erörtert wird, oder ob die verwendeten Konzentrationen ausreichen, einen direkten Einfluß auf die Schließzellen auszuüben, kann hier nicht entschieden werden. Auch die Transpirationssteigerung unter Etheneinfluß ist möglicherweise ein sekundärer Effekt, da infolge der beschriebenen Blattflächenreduktion bei gleichbleibender Meßfläche des Porometers eine größere Anzahl von Stomata erfaßt sein kann.

Chlorophyllgehalt

Analysen des Chlorophyllgehaltes von Blättern unterschiedlichen Entwicklungszustandes zeigten eine signifikante Wirkung von Ethen (0,15 mg/m³) nur an den ältesten Fahnenblättern von *Lolium* (11 % Minderung); ein Hinweis auf möglicherweise früher einsetzende Seneszenz.

Unter dem Einfluß von Methanol (9 mg/m³) wurde ausschließlich bei *Lolium* als empfindlichster Spezies eine hochsignifikante Gesamtchlorophyll-Reduktion von 17 % festgestellt. Olivgrüne Verfärbungen von Blattpartien sowie vereinzelte gelb-braune Nekrosen deuteten bereits makroskopisch Veränderungen an.

Während bei einer Begasung mit 0,3 mg Schwefeldioxid pro m³ Luft bei keiner der Testpflanzen Änderungen im Chlorophyllgehalt nachweisbar waren, reagierten bei der höchsten Konzentration (0,75 mg/m³) sowohl *Trifolium*, als auch *Lolium* mit jeweils 13 %-iger Minderung deutlich.

ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG

In den Experimenten wurden Ethen ($0,1 - 0,3 \text{ mg/m}^3$ Luft) Methanol (6 und 9 mg/m^3 Luft) und Schwefeldioxid ($0,3 - 0,75 \text{ mg/m}^3$ Luft) in Konzentrationen eingesetzt, die innerhalb einer vertretbaren Versuchszeit eine realistische Beurteilung des Gefährdungspotentials der Umweltchemikalien zulassen.

Ausgehend vom Verhalten der Testpflanzen in Monokultur gegenüber den applizierten Chemikalien läßt sich eine Resistenzabstufung auf Grund von Biomassedifferenzen feststellen. Die Reihenfolge der Empfindlichkeit ändert sich in Abhängigkeit von der verwendeten Testsubstanz bei einer Abstufung von größter über mittlerer zu geringster Empfindlichkeit in folgender Weise:

Ethen	-	Trifolium	--	Plantago	--	Lolium
Methanol	-	Lolium	--	Plantago	--	Trifolium
Schwefeldioxid	-	Trifolium	--	Lolium	--	Plantago .

Im Vergleich der Chemikalien untereinander erweist sich Ethen als besonders phytotoxisch, gefolgt von Schwefeldioxid; Methanol erreicht eine ähnliche Wirksamkeit erst bei Konzentrationen, die um ca. eine Zehnerpotenz höher liegen. Diese Einschätzung deckt sich mit den von VAN HAUT et al. (1979) beschriebenen Ergebnissen.

Parallel zu den Ertragseinbußen zeigen auch morphologische, biochemische und physiologische Reaktionen eine Beeinträchtigung der Versuchspflanzen an. Obwohl derartige Wirkungskriterien nicht für alle untersuchten Chemikalien gleichermaßen aussagekräftig sind, kann z.B. eine Erhöhung der Peroxidase-Aktivität generell bereits in einem frühen Stadium der Exposition auf Immissionsstreß hinweisen.

Eine weitergehende Information über den Chemikalieneinfluß als dies durch Monokulturen möglich ist, läßt sich mit einer Modell-Pflanzengemeinschaft zweier Arten gewinnen. Unter Immissionsstreß werden die interspezifischen Konkurrenzbedingungen in der Regel so verändert, daß der jeweils empfindlichere Bestandespartner größere Ertragseinbußen als in Monokultur erfährt, wohingegen die resistenterere Pflanzenart mit einer Wachstumsstimulation reagiert. Nimmt man die höchsten immissionsbedingten Ertragsdifferenzen zwischen zwei konkurrierenden Arten als Grundlage für die Bewertung einer Chemikalienwirkung, so ist der Nachweis einer Beeinträchtigung bei niedrigeren Belastungen möglich als bei Verwendung der entsprechenden Pflanzenarten in Monokultur. Das System reagiert also empfindlicher als dessen Elemente.

Die beschriebene Überlagerung von direktem Chemikalieneinfluß durch Änderungen in den interspezifischen Konkurrenzbedingungen ist in der Modell-Gemeinschaft mit drei Pflanzenarten ebenfalls deutlich ausgeprägt. Das komplexere System reagiert einerseits nicht ganz so sensibel wie die empfindlichste Zwei-Arten-Kombination, sollte andererseits die Vorgänge in Pflanzengemeinschaften unter natürlichen Bedingungen besser widerspiegeln.

Das gewählte Modellsystem aus verschiedenen Pflanzenarten hat sich nicht nur als ein besonders empfindlicher Indikator für Chemikalienstreß erwiesen, sondern erlaubt zugleich eine andere Qualität der Aussage als die entsprechenden Monokulturen, da Veränderungen der interspezifischen Konkurrenzbedingungen mit erfaßt werden. Zur Vermeidung von Fehlinterpretationen sollten beim Einsatz der Modell-Phytozönose mehrerer Arten jedoch Monokulturen als interne Bezugsgrößen einbezogen werden, obwohl sich der Versuchsaufwand dadurch zusätzlich erhöht.

Für die Eignung im Rahmen eines Biomonitoring in Immissionsgebieten ist darüberhinaus maßgebend, mit welchem Aufwand sich signifikante Differenzen unter den Bedingungen der Praxis nachweisen lassen.

LITERATUR

- ABELES, F.B. (1973), Ethylene in plant biology, New York
- BEARDSSELL, M.F., JARVIS, P.G. (1972), A null-balance diffusion porometer suitable for use with leaves of many shapes, *J. Appl. Ecol.* 9, 677-690
- BENNETT, J.P., RUNECKLES, V.C. (1977), Effect of low levels of ozone on plant competition, *J. Appl. Ecol.* 14, 877-880
- BLACK, V.J. (1982), Effects of sulphur dioxide on physiological processes in plants, in: M.H. UNSWORTH and D.P. ORMROD (eds.), Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture, London
- BLACK, C.R., BLACK, V.J. (1979), The effect of low concentrations of sulphur dioxide on stomatal conductance and epidermal cell survival in field bean (*Vicia faba* L.), *J. Exp. Bot.* 30, 115, 291-298
- BLACK, V.J., UNSWORTH, M.H. (1980), Stomatal responses to sulphur dioxide and vapour pressure deficits, *J. Exp. Bot.* 31, 121, 667-677
- GUDERIAN, R. (1966), Reaktionen von Pflanzengemeinschaften des Feldfutterbaues auf Schwefeldioxideinwirkungen, *Schriftenr. Landesanst. Immissions-Bodennutzungssch. d. Landes NW* 4, 80-100
- GUDERIAN, R., KÜPPERS, K. (1980), Response of plant communities to air pollution, *Proc. Effects of air pollutants on mediterranean and temperate forest ecosystems*, Riverside, California, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station Berkeley California 94701, General Technical Report PSW-43, 187-199
- JÄGER, H.-J. (1982), Biochemical indication of an effect of air pollution on plants, in: L. STEUBING and H.-J. JÄGER (eds.), *Monitoring of air pollutants by plants, Methods and problems*, The Hague
- PALLAGHY, C.K., RASCHKE, K. (1972), No stomatal response to ethylene, *Plant Physiol.* 49, 275-276
- PÜTTER, J. (1974), Peroxidases, in: H.-U. BERGMAYER (ed.), *Methods of enzymatic analysis II*, Weinheim
- SLAVIK, B. (1974), *Methods of studying plant water relations*, *Ecol. Stud.* 9, Berlin
- VAN HAUT, H., PRINZ, B., HÖCKEL, F.H. (1979), Ermittlung der relativen Phytotoxizität von Luftverunreinigungen im LIS-Kurzzeitest - Verschiedene organische Komponenten und Ammoniak, *Schriftenr. Landesanst. Immissionssch. des Landes NW*, 49, Essen
- VITAGLIANO, C., HOAD, G.V. (1978), Leaf stomatal resistance, ethylene evolution and ABA levels as influenced by (2-chloroethyl) phosphonic acid, *Sci. Hort.* 8, 101-106
- ZIEGLER, R., EGLE, K. (1965), Zur quantitativen Analyse der Chloroplastenpigmente, *Beitr. Biol. Pfl.* 41, 11-37

Bundesminister für Forschung und Technologie

Forschungsbericht (03 7243)

Modelluntersuchungen zum Biozidtransfer und zu Boden-
organismen im Weinbergökosystem

von

Prof. Dr. G. Kneitz

Prof. Dr. W. J. Kloft

Institut für Angewandte Zoologie der Universität Bonn

Institutsleiter:

Prof. Dr. W. J. Kloft

Juni 1984

Zusammenfassung

Im Wandel vom traditionellen Weinbau zur modernen Rebkultur unterlag das Agrarökosystem des Weinbergs insbesondere in den letzten 30 Jahren erheblichen Veränderungen, die sich wie folgt zusammenfassen lassen:

- landschaftsstrukturelle Veränderungen der Weinanbaugebiete durch großflächige Flurbereinigungen
- systemspezifische Veränderungen innerhalb der Rebkulturen z.B. durch maschinengerechte Reberziehung, unterschiedliche Bodenpfllegemaßnahmen etc..
- Biozönotische Veränderungen durch den Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln.

Das Projekt beinhaltet eine Analyse der „Istsituation“ des Weinbergökosystems unter den erwähnten Bedingungen struktureller und ökotoxikologischer Belastungen mit dem Schwerpunkt edaphischer Bodentiergruppen. Aufgrund der dominierenden Rolle der Lumbriciden (Regenwürmer) bei den Dekompositionsvorgängen im Weinbergssystem wird an ihnen exemplarisch die Frage der Chemikaliendispersion, des edaphisch bedingten Biozidtransfers, der system- und artspezifischen Kontamination und Akkumulation von Referenzchemikalien (Ca, Atrazin, DDT) sowie die Toxizität der im Weinberg verwendeten Pestizide näher untersucht.

Summary

On the way from traditional to modern viticulture the agroecosystem of vineyard has been subject to considerable changes during the last 30 years, which can be summarized as follows:

- changes of landscape structure in vineyard areas by field clearing of great dimensions
- system-specific-changes within the vine cultivation area e.g. cultivation methods adapted to mechanisation or different soil treatments
- biocenotic changes caused by the application of pesticides

The project includes an analysis of the present state of the vineyard ecosystems under typical structural and ecotoxicological stresses with an emphasis to the analysis of soil animals.

Due to their outstanding importance in decomposition as well as their close coupling to processes and functions in the vineyard ecosystem, earthworms (Lumbricidae) have been studied exemplarily concerning to system-specific-dispersion of chemicals and species-specific-biocide transfer, contamination and accumulation of reference chemicals (Ca, Atrazin, DDT) as well as to the toxicity of vineyard pesticides.

Das Agrar-Ökosystem Weinberg macht mit 100 000 ha (1975) bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland nur etwa 0,7 % aus.

Weinberge sind Dauermonokulturen, die in ihrer vertikalen Gliederung nur das Stratum der Strauchschicht ausgebildet haben. Gelegentlich kann bei speziellen Bodenpflegemaßnahmen mit Grünmulchung eine eigene Begleitflora eine Krautschicht bilden. Das System ist durch eine ausgeprägte Fremdregulation gekennzeichnet, wobei der anfallende Bestandesabfall zu bestimmten Zeiten dem Boden zugeführt wird.

Nach Untersuchungen von SCHELL (1983) entfallen auf den natürlichen Bestandesabfall aus Laubmaterial 1,24 t/ha, auf den Rebschnitt 1,95 t/ha, auf das Material des Gipfelschnittes 0,85 t/ha (davon 0,34 t Jungholz und 0,5 t Laub). Dem Boden werden somit im Jahr ca. 4,04 t Trockengewicht an organischem Material von den Reben zugeführt. Dem steht ein Entzug von 2,82 t Trockenbiomasse durch die Traubenernte gegenüber. Der zusätzliche Bestandesabfall durch Grünmulchung kann mehr als das Doppelte an Biomasse wie die Rebepflanze erreichen, das sind 8 - 9 t/ha.

Die Weinberge Mitteleuropas gehören zu denjenigen Agrarökosystemen, die am stärksten durch Pflanzenschutzmittel belastet sind. So werden circa 80 % des gesamten Inlandabsatzes an Schwefelpräparaten und mehr als 40 % aller Fungizide für den Weinbau verwendet.

1. Toxische Belastungen

Zu Beginn des Projektes mußte festgestellt werden, daß bislang keine umfassenden und vergleichenden Erhebungen zum Rebschutzmitteleinsatz angestellt worden waren.

Eigene Untersuchungen (LÖTTGEN 1979), die gebietsweise sehr unterschiedlich repräsentativen Charakter haben, ergaben insgesamt ein recht einheitliches Bild über den Einsatz der Pflanzenschutzmittel im Weinbau, wenngleich der spezielle Wirkstoffeinsatz in den jeweiligen Anbaugebieten stark variiert und zwar nicht nur bedingt durch unterschiedliche Schädlingsbefall oder unterschiedliche Witterungsverhältnisse, sondern vor allem auch durch unterschiedliche Absatzbedingungen.

Hinsichtlich der flächenhaften Ausbringung des Pestizide zeigte es sich, daß praktisch 100 % der Rebflächen mit Fungiziden und Insektiziden behandelt werden, dagegen nur etwa 50 bis 60 % der Gesamtfläche mit Herbiziden. Von den 233 für den deutschen Weinbau zugelassenen Pflanzenbehandlungsmitteln aus 83 Wirkstoffen entfallen auf die Fungizide 42 % (= 32,5 % der Wirkstoffe), auf die Insektizide 35,6 % (= 41 %) und auf die Herbizide 22,3 % (= 26,5 %).

Die Behandlungsmaßnahmen richten sich hauptsächlich gegen 3 Pilzkrankheiten der Rebe (*Peronospora*, *Oidium* und *Botrytis*) und gegen einen tierischen Schädling den Traubenwickler, wobei es hier zu regelmäßigen Terminalspritzungen kommt, die meist unabhängig vom Auftreten und der Befallstärke der Schädlinge bzw. der Krankheiten sowie der Witterung erfolgen.

Bei den anorganischen Fungiziden dominieren mit deutlichem Abstand die Netzschwefelpräparate. Von den kupferhaltigen Verbindungen, die früher mit der Verwendung von Kupfersulfat vorherrschten, spielt heute lediglich Kupferoxychlorid eine nennenswerte Rolle. Den anorganischen Substanzen stehen zahlreiche organische Fungizide gegenüber, die in ihrem Anwendungsspektrum vom Breitbandfungizid bis zum Spezialmittel (z.B. Spezialbotrytiziden) reichen. Dabei spielen die Phthalsäurederivate Captan und Folpet und die Thiocarbamate Propineb und Mancozeb eine hervorragende Rolle.

Bei den Insektiziden fällt der hohe Anteil von Endosulfan auf, das zusammen mit den Organophosphaten Trichlorfon, Azinphosmethyl, Methidathion und Phosalon sowie verschiedenen Carbamaten (meist Carbaryl-kombinationen) vorherrscht.

Eine Sonderstellung nehmen eine Reihe von Nematiziden (Aldicarb, Dichlorpropenpräparate) und Bodenentseuchungsmittel ein, die flächenmäßig eng begrenzt in Rebschulen eingesetzt werden.

Unter den Herbiziden dominieren Wirkstoffe auf Amitrol-Basis, die in verschiedenen Kombinationen angewendet werden. Es folgen die wuchsstoffhaltigen Wirkstoffe MCPA und MCPP vor Limacin. Die Herbizidanwendung ist meist betriebsspezifisch und hängt von den speziellen Bodenpfleßmaßnahmen ab, wobei in der Regel eine Unterstockbehandlung mit Herbiziden kombiniert wird mit einem mechanischen Offenhalten der Gassen oder mit verschiedenen Mulchverfahren (Grünmulchung, Strohmulchung und Holzmulchung).

2. Strukturelle Veränderungen

Neben dem intensiven Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln spielt der landschaftsstrukturelle Wandel von der traditionellen kleinstrukturierten Rebkultur zur flurbereinigten, strukturarmen und maschinengerecht gestalteten Weinbergsflur für die Beeinflussung des ökologischen Inventars eine bedeutsame Rolle (WERNER und KNEITZ, 1978). Weinberge ohne naturnahen Strukturen mit einer Größe von 1 ha Fläche und mehr sind daher nicht selten.

Damit wird die Frage aufgeworfen, wie im Weinbergssystem der Biozidtransfer stattfindet und wie sich die ökotoxikologischen Auswirkungen und die strukturellen Veränderungen auf die Weinbergsbiozönose und speziell auf das Edaphon auswirken. In diesem Zusammenhang muß darauf hingewiesen werden, daß in diesem stark fremdregulierten System keine unbelasteten bewirtschafteten Rebflächen vorhanden sind, die einen unmittelbaren Vergleich mit den konventionell bewirtschafteten Weinbergflächen erlauben. Selbst bei der Einbeziehung "ökologisch" bewirtschafteter Weinberge handelt es sich nur um ein graduell unterschiedlich belastetes System. Brachliegende Weinbergflächen unterliegen einer sich rasch vollziehenden sukzessionsbedingten Eigendynamik.

Grundlage für alle weitergehenden Untersuchungen zur ökotoxikologischen Belastung des Weinbergsökosystems war von Anfang an eine vergleichende Ist-Zustands-Analyse der Weinbergsbiozönose mit dem Schwerpunkt Bodentierwelt.

3. Das Edaphon

Zweifelloos erfährt die Bodenfauna durch die häufige Bodenbearbeitung, durch die Erhaltung oder Beteiligung der bodendeckenden Weinbergspflanzengesellschaften sowie durch den Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln eine massive Beeinflussung und Veränderung gegenüber dem Edaphon naturnaher Bereiche. Übersichten zum prozentuellen Anteil von Tiergruppen an der Gesamtzahl der extrahierten Tiere zeigen, daß von der Gesamtbiomasse her gesehen, normalerweise die Lumbriciden dominieren. Sie stellen, soweit sie nicht durch spezielle Bedingungen aus dem Ökosystem eliminiert sind, die Hauptbiomasse der aktiv wirksamen Destruenten. Die frei exponierten Böden der Weinrebkulturen bieten zudem den Milben offenbar besonders günstige Lebensbedingungen, da im Mittel 50 % der mit Austreibungsverfahren (Methode nach Berlese, Kempson, Macfadyen) gewonnenen Bodentiere hier den Bodenmilben angehören (SCHMELCHER 1983).

Fast gleichgewichtig treten Collembolen auf (DIELMANN 1982). Außerdem scheinen Weinberge besonders günstige Lebensräume für Laufkäfer, Spinnen, Schnurfüßler (Diplopoda) und Wanzen (Heteroptera) zu sein. (SCHLEICH 1981). Den bodenbewohnenden Schnecken (Gastropoda) wurde ein besonderer Untersuchungsblock gewidmet, da sie als Indikatoren für Weinbergsböden gut geeignet erscheinen.

3.1 Regenwürmer (Lumbricidae)

Unter den edaphischen Organismen dominieren die Regenwürmer bei weitem vor allen anderen Bodentiergruppen. Mit Biomassewerten bis über 230 g/m² stellen sie teilweise mehr als 90 % der tierischen Produktion. Dies spiegelt sich auch im Bereich der Streuzersetzung wieder, bei der 75 - 80 % durch makroedaphische Organismen zersetzt werden, wobei ganzjährige Untersuchungen zur potentiellen Streuschwundrate zeigten, daß sich diese direkt mit der jahreszeitlich unterschiedlichen Aktivität der Regenwürmer korrelieren läßt (SCHELL-BRINKGMANN und KÜHLE 1984). Das Artenspektrum in unseren Weinbergen zeigt regional deutliche Unterschiede. Nach derzeitigem Kenntnisstand ist es auf 17 Arten beschränkt, wobei es sich überwiegend um peregrine, z.T. kosmopolitische Kulturfolger handelt. Dabei dominieren Arten des epianektischen und anektischepigäischen Lebensformtyps deutlich vor endogäischen Arten, während typische epigäische Formen fehlen. Hinsichtlich ihrer ökologischen Ansprüche an pH-Wert, Karbonatgehalt, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt sowie C/N-Verhältnis sind die Arten als eurytop einzustufen, bezüglich des Faktors Feuchtigkeit dagegen als hygrophil. Die Regenwurmzönosen der Weinberge lassen sich in der Regel deutlich von anderen Kulturbiotopen und naturnahen Flächen abgrenzen. Dies konnte von KÜHLE (1983a) in einer vergleichenden Untersuchung im Raum Eltville / Rheingau an vergleichbaren Bodentypen mit ackerbaulicher, weinbaulicher und naturnaher Nutzung nachgewiesen werden.

Die Abundanz- und Biomassewerte der Lumbriciden können bei den unterschiedlichen Rigosoltypen stark voneinander abweichen, wobei an den Bodeneigenschaften der Karbonatgehalt und das Bodenfeuchteregime den größten Einfluß ausüben. Klimatische Faktoren wie Temperatur und Niederschläge wirken sich meist nur indirekt über die Bodeneigenschaften auf die Lumbriciden aus. Direkter wirken dagegen biotische und nutritive Faktoren. Zusätzlicher Bestandesabfall durch Grünmulchung erreicht mehr als das Doppelte an Biomasse wie die Rebpflanzen. KÜHLE (1984) konnte

an verschiedenen Standorten unserer Weinanbaugebiete zeigen, wie sich die veränderte nutritive Situation nach Begrünung auf die Regenwürmer auswirkt. Dabei kommt es je nach Standort und Bodentyp zu einer 2 - 4-fachen Erhöhung der Biomassewerte der Lumbriciden, während sich die Dominanzstruktur häufig kaum verändert. Grundsätzlich zeigen die verschiedenen Regenwurmpopulationen unterschiedliche Anpassungsstrategien an bestimmten Bodenpflege- und Bodenbearbeitungsmaßnahmen, wie dies von KÜHLE (1983 b) in einer Obstplantage nachgewiesen werden konnte.

Ein weiterer Aspekt für die Standortbewertung ist durch landschaftsstrukturelle Einflußfaktoren gegeben. In strukturarmen, großflächigen Weinbergslandschaften kommt naturnahen Restflächen (Habitatinseln) eine besondere Bedeutung zu, sei es als Rückzugszentren oder als Wiederbesiedlungszellen, z.B. nach Rigolungen. Untersuchungen in den verschiedenen Weinanbaugebieten Deutschlands zeigen (KÜHLE 1983 a, 1984), daß die Zönosen der Weinberge meist nur noch Rumpfzönosen (Zönoide) der naturnahen Flächen darstellen. Einer Wiederbesiedlung können Isolationsstrukturen wie Straßen, Weinbergsmauern, Steinriegel u.ä. entgegenwirken.

Die Besiedlungsstrategien unterliegen inselökologischen Gesetzmäßigkeiten, wobei darauf hingewiesen sei, daß typische r-Strategen, insbesondere Regenwürmer des epigäischen Lebensformtyps, in den Weinbergen kaum gefunden werden (KÜHLE 1984). Die stellenweise starke Reduktion der endogäischen Formen dürfte vor allem auf landschaftsstrukturelle Einflußfaktoren zurückzuführen sein. Neben den Standortfaktoren und den schon erwähnten strukturellen Beeinflussungen der Regenwürmer, seien es einmalige (Anbaustrukturen, Rigolung) oder ständig wiederkehrende (Bodenbearbeitungs- und Bodenpflegemaßnahmen), tritt im Weinbergökosystem ein hoher Grad toxischer Belastungen hinzu.

3.2 Milben (Acari)

In verschiedenen Weinbergsbodentypen des oberen Rheingaus wurde eine Analyse der Milben mit besonderer Berücksichtigung der Raubmilben (Gamasina) vorgenommen (SCHMELCHER 1983). Sie wurden mittels der Berlese-Tullgren Apparatur aus Bodenproben vom Typus der Parabraunerde, des Pelosol und des Ranker aktiv ausgetrieben. Dabei wurde bei der Parabraunerde noch zwischen offen gehaltenen und begrünten Bodenoberfläche (Weißkleemischung) unterschieden. Bei Umrechnung auf Quadratmeterflächen ergeben sich an mittlerer Gesamtindividuumdichte ca. 309000 Individuen / m² in der begrünten Parabraunerde gegenüber 205000 Individuen / m² in der unbegrünten Parabraunerde und 116000 Milben / m² im Ranker. Im Pelosol sind immer die Oribatiden vorherrschend, während in den anderen Böden die Prostigmata überwiegen. Die Individuenzahlen der Astigmata sind in allen Böden mit unter 1800 Individuen / m² sehr gering vertreten. Zwischen Rebzeile und Reb-gasse der verschiedenen Böden ergaben sich sowohl quantitative als auch qualitative Unterschiede. Mit Ausnahme des Pelosol sind in allen Probeflächen die Individuenzahlen von Prostigmata und Oribatiden in der Zeile gegenüber der Gasse erhöht, während Mesostigmata und Astigmata in der Gasse zahlreicher vertreten sind. In diesem Bereich wurden die Gamasina (Raubmilben) bis zur Art bestimmt. Die Familie der Rhodacaridae ist in allen Böden mit hoher Abundanz vertreten und nimmt in der begrünten Parabraunerde sogar 64 % der Gesamtindividuumdichte ein. Für den Pelosol fällt der dichte Besatz an Uropodidae und die Präsenz der Phyto-

seiidae auf, im Ranker die hohe Abundanz der Ascidae, die sonst nur eine wenig bedeutsame Rolle spielen. Die Artenzahl verschiebt sich von den Parabraunerdeböden mit 20 Arten über den Pelosol mit 15 Arten zum Ranker mit nur 7 Arten. Bemerkenswerterweise fällt die begrünte Parabraunerdefläche durch ihre extrem unausgeglichene Dominanzverteilungskurve auf, wo zwei Arten, nämlich *Rhodacarellus silesiacus* und *Rhodacarus agrestis*, 73 % der Gesamtindividuumdichte ausmachen. Offenbar erwies sich die begrünte Fläche der Parabraunerde für das Überwintern und die Entwicklung von Jugendstadien als besonders förderlich.

Weinbergsböden sind, wenngleich in ihrem Artenbild von Böden anderer Nutzungsweise erheblich verschieden, als sehr artenreich zu bezeichnen. Offenbar reagieren Milben und speziell Gamasiden sehr empfindlich auf mechanische und chemische Bodenbearbeitung und Bodenverdichtung. Ein direkter Bezug der Milbenfauna zur chemischen Behandlung der Weinberge konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht nachgewiesen werden.

3.3 Springschwänze (Collembola)

Parallel zu den Untersuchungen an Milben wurden im Rheingau mit gleicher Anordnung der Untersuchungsflächen auch die Springschwänze (Collembola) analysiert (DIELMANN 1982). Die Individuenzahlen der untersuchten Weinberge liegen mit 20000-140000 Individuen / m² in der Größenordnung von anders bewirtschafteten Böden Mitteleuropas.

Der Pelosol wies mit 30000 Individuen / m² gegenüber der Parabraunerde und dem Ranker die höchste Individuumdichte auf. In der Parabraunerde übertrafen im begrünten Bereich die Abundanzen der Springschwänze mit 31000 Individuen / m² die der offenen Bereiche mit 13500 Individuen / m² bei weitem. Im Ranker waren - wie bei den Milben - mit 6000 Individuen / m² die geringsten Werte vertreten. Vom Artenspektrum her fällt auf, daß im Pelosol die Isotomidae vorherrschen, während auf den anderen Probestellen die Onychiuridae, besonders *Tullbergia krausbaueri*, die höchsten Abundanzen aufweisen. Insgesamt wurden in diesem Untersuchungsgebiet 37 Arten nachgewiesen. Diese Zahl liegt deutlich niedriger als die von HÜTHER (1961) in Weinbergen der Pfalz ermittelte Artenzahl. Die in den Weinbergen durchgeführten mechanischen Bearbeitungsmethoden scheinen die Collembolenfauna nicht wesentlich zu beeinflussen, soweit eine Verdichtung des Bodens unterbleibt. Die Auswirkung von Pflanzenschutzmitteln konnte mit vorliegender Untersuchungsanordnung ebenfalls nicht nachgewiesen werden.

3.4 Schnecken (Gastropoda)

Mit Hilfe eines Schlammverfahrens nach VAGVÖLGYI (1952) und KNECHT (1977), bei der eine Lebens- und eine Totfraktion getrennt werden können, war es möglich in Weinbergsböden die Gehäuseschneckenfauna zu analysieren (WILLECKE 1981). Die Untersuchungen wurden in den Weinbergsgewässern der Pfalz, des Ahrtals und des Moseltals durchgeführt. Außerdem liegen Untersuchungen von HOLTERMAN (1981) aus dem unterfränkischen Weinanbaugebiet vor.

Stellvertretend für die Untersuchungen sei das Ergebnis für die Gesamtindividuen- und Artenzahlen der Probestellen in der Pfalz (Zell) benannt (WILLECKE 1981), da sie für die Verhältnisse in Weinbergen sehr charakteristisch sind.

Die Weinberge weisen mit 192-980 lebenden Individuen / m² und 9 - 13 Arten gegenüber den naturnahen Flächen mit 6912 - 15700 Individuen / m² und 16 - 22 Arten sehr deutliche Unterschiede auf. Ähnliche Ergebnisse treten bei den Totfraktionen auf. Mit Abstand die häufigste Art der Weinberge ist dabei die Art *Cecilioides acicula*. *Truncatellina cylindrica*, *Vallonia costata*, *Pupilla* - Arten, *Abida frumentum* u.a. finden sich in geringerer Anzahl in den Weinbergen, verdichten sich jedoch zu hohen Abundanzen in benachbarten naturnahen Flächen, so daß berechtigterweise in Weinbergen von einer verarmten Schneckenfauna der naturnahen Lebensräume am jeweiligen Standort gesprochen werden kann, und man dort eine typische Rumpfzönose findet.

Bezüglich des Artenspektrums in den verschiedenen Weinbergsgebieten sind sehr unterschiedliche Ergebnisse zu verzeichnen: Mit Abstand die höchste Artenzahl zeichnet das unterfränkische Muschelkalkgebiet vor der Pfalz, dem Mosel- und Ahrtal aus. Hier tritt eine deutliche Korrelation zwischen dem Karbonatgehalt der Böden und der Artenzahl und Abundanz zu Tage.

Aufgrund der Totfraktionen könnte sich über die Verschiebung des Artenspektrums eine Anzeige über die Entwicklung des jeweiligen Standorts ermitteln lassen.

Von Bedeutung für die Struktur und Zusammensetzung der Weinbergschneckengemeinschaften scheint hochgradig das Vorkommen von "ökologischen Zellen" zu sein. Da Schnecken - infolge ihres schützenden Körperschleimes - wahrscheinlich relativ unempfindlich gegen Pflanzenbehandlungsmittel sind, scheint die Veränderung der Schneckenfauna vornehmlich auf die mechanische Bearbeitung der Weinbergsböden und bestimmte nutritive Faktoren zurückzuführen sein.

4. Bodenlaufende Arthropoden

Zusätzlich zum Edaphon wurde unter den bodenlaufenden Arthropoden die Prädatorengruppe der Laufkäfer (Carabidae) schwerpunktmäßig erfaßt. Durch die allgemein guten Kenntnisse über diese Insektengruppe war es zudem möglich, sie als Indikatorengruppe für die Standortcharakterisierung im Weinberg zu nutzen. Bei Untersuchungen von Weinbergen in der Rheinpfalz zeigte sich, daß von 52 erfaßten Arten immerhin 44 Arten in den Weinbergen vorkamen (VOGEL 1981). Interessanterweise wirkte sich offenbar die Bewirtschaftungsform der Weinberge auf die Aktivitätsabundanzen der Laufkäfer aus, verhielt sich doch der Individuenbestand einer Rebfläche ohne Mulchung einer naturnahen Vergleichsfläche und einer Rebfläche mit Mulchdecke wie 4,9 : 2,9 : 1. Die naturnahen Flächen erwiesen sich mit eudominanten Arten und einem erhöhten Anteil großer Carabiden-Arten ausgeglichener als die der bearbeiteten Weinberge. Damit wird die Bedeutung naturnaher "ökologischer Zellen" in der Reblandschaft für den Erhalt seltener Arten deutlich. Das Artenspektrum der Carabiden ist in den Weinbergen durch das Vorkommen frühjahrsbrütender, euryöker Arten bestimmt, die durch gute Flugfähigkeit auffallen (SAMPELS 1982).

5. Ökotoxikologische Untersuchungen

Neben der Strukturanalyse zur "Istsituation" konventionell bewirtschafteter Weinberge stand die Frage im Mittelpunkt, wie die toxische Belastungssituation durch Umwelt- und Agrarchemikalien im Weinbergökosystem zu bewerten ist. Dabei wurde von Anfang an großen Wert darauf gelegt, eine Organismengruppe auszuwählen, die sehr eng mit den Prozessabläufen des Ökosystems verbunden ist und deren Schädigung einen nachhaltigen Einfluß auf Geschwindigkeit und Verlauf der systemaren Prozesse hat. Aufgrund ihrer zentralen Rolle im Dekompositionsgeschehen sowie ihrer dominanten Stellung in der Zoozönose aus produktionsbiologischer und energetischer Sicht, wurde schließlich die Gruppe der Regenwürmer bei den ökotoxikologischen Untersuchungen näher betrachtet. Das Problem, inwieweit Regenwürmer sich für die Bewertung der toxischen Belastungssituation eignen, erforderte eine kritische Auseinandersetzung mit Modellbildungen in der Ökotoxikologie, was von KÜHLE (1983c) näher dargestellt wurde.

Die Modelluntersuchungen in der terrestrischen Ökotoxikologie beschränken sich bisher im wesentlichen auf das Dispersionsverhalten der Chemikalien aufgrund ihrer physiko-chemischen Eigenschaften. Grundsätzlich ist die Beurteilung des Verteilungsverhaltens einer Chemikalie in der Umwelt eine Grundvoraussetzung zur ökotoxikologischen Bewertung einer Belastungssituation. Geht man jedoch vom physiko-chemischen Verhalten einer Chemikalie in einzelnen Kompartimenten der Umwelt aus, sei es aufgrund einfacher Laboruntersuchungen an einzelnen Umweltkompartimenten oder aufgrund von Untersuchungen in Labormikrosystemen, so wird man dem systemaren Charakter, der einer ökotoxikologischen Bewertung zugrunde liegt, nicht gerecht. Zum einen wird in den meisten Fällen die systembedingte Dispersion, die für jedes Ökosystem spezifisch ist, nicht berücksichtigt, zum anderen fehlt eine Einbeziehung des biotischen Elements. Dies gilt nicht nur für den Anteil, den Organismen bei der Verteilung von Chemikalien haben und der art- und zönosespezifisch unterschiedlich sein dürfte, sondern auch für die artspezifisch unterschiedliche natürliche Kontamination. Neben der ökologischen Lebensform kommt ein artspezifisch unterschiedliches Akkumulations- und Retentionsverhalten hinzu. Schließlich sind bei einer ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien neben den direkten Belastungen die indirekten Beeinflussungen zu betrachten, die letztendlich auch wieder Systemcharakter haben.

5.1 Dispersion

Vergleichende Untersuchungen zur Verteilung von Chemikalien in verschiedenen Ökosystemen liegen bisher nicht vor. Selbst in agrarischen Systemen, wo der Eintrag von Pflanzenbehandlungsmitteln "gezielt" geschieht, kann lediglich der Zeitpunkt und die Gesamtaufwandmenge / ha genau angegeben werden. Detailliertere Studien zur Verteilungsbilanz stoßen sehr häufig an methodische Grenzen. In den letzten Jahren wurden im Bereich des Weinbaus dennoch Untersuchungen dieser Art durchgeführt, die primär zum Ziel hatten, die Effizienz von verschiedenen Pflanzenschutzgeräten zu ermitteln (LÜDERS und GANZELMEIER 1983) oder die Abdrift in Rebsteilagen bei Hubschrauberspritzungen zu erfassen (GÖHLICH 1982). Diese Arbeiten sind ein erster Schritt, die Dispersion von Chemikalien im aerischen Bereich des Weinbergökosystems abzuschätzen und in eine öko-

toxikologische Gesamtbewertung mit einfließen zu lassen. LÜDERS und GANZELMEIER (1983) zeigten, daß je nach Behandlungsverfahren zwischen 45 % und nahezu 100 % des ausgebrachten Flüssigkeitsvolumens innerhalb der behandelten Parzelle zur Ablagerung kommen, wobei die atmosphärische Abdrift nicht berücksichtigt wurde. Die Verteilungsbilanz ergab, daß der größte Teil der ausgebrachten Flüssigkeit auf dem Boden (15,7 - 47,1 %) abgelagert wird. Im Pflanzenbestand befand sich auf den Blattoberseiten (17,9 - 32,1 %) ein wesentlich höherer Belag als auf den Blattunterseiten (3,1 - 23,6 %), den Seitentrieben (0,7 - 2,3 %), dem Stamm (0,7 - 2,6 %) und den Unterstützungsvorrichtungen (0,7 - 2,1 %). Es ist nicht bekannt, wie lange ausgebrachte Pflanzenbehandlungsmittel im Pflanzenbestand des Weinbergökosystems verbleiben und wie hoch der Auswaschungsgrad durch Niederschläge im Durchschnitt ist. Man darf auch hier davon ausgehen, daß die Vorgänge durch die physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen geprägt sind und daß ein weiterer Teil der Substanzen durch Auswaschung auf den Boden gelangt. Zusätzlich muß man annehmen, daß die horizontale Verteilung auf der Bodenoberfläche ungleichmäßig sein wird, was z.B. durch den unterschiedlichen Einfluß von Stammablauf und Traufbedingt ist.

Bei den Untersuchungen zur Dispersion der Chemikalien im Boden lag der Schwerpunkt nicht auf der Frage, wieweit die physiko-chemischen Eigenschaften der Referenzchemikalien das Dispersionsverhalten bei unterschiedlichen Bodeneigenschaften beeinflussen, sondern welchen Einfluß verschiedene Regenwurmarten bei der Verteilung von Chemikalien im Boden haben. Bisher wurde die Frage nach dem spezifischen Einfluß des biotischen Elementes bei der Substanzverteilung in terrestrischen Ökosystemen in der Ökotoxikologie nicht berücksichtigt. Da die Dispersion durch tierische Organismen sehr eng verknüpft ist mit den spezifischen Bedingungen der Kontamination, Bioakkumulation, der Retention und möglichen Biodegradation sowie den systembedingten spezifischen Nahrungsketten, begibt man sich hier in einen Problemkreis eng verwobener Faktorennetze, der in seinem Wirkungsgefüge nur durch einen integrierten Forschungsansatz aufgeklärt werden kann und bisher erst in den Anfängen steht.

Die Untersuchungen zur artspezifischen Substanzverlagerung wurden in Langzeitversuchen (3 Monate) an 60 cm hohen Bodensäulen durchgeführt, die aus einem homogenen Standardboden (LUFA Speyer 2.3) bestanden, auf dem eine 1 cm hohe kontaminierte (radioaktiv markierte) Schicht aufgetragen wurde. Bei der Auswahl der Testsubstanzen wurden zwei radioaktiv markierte Referenzchemikalien (Referenzchemikalienliste BMFT), nämlich DDT und Atrazin ausgewählt sowie ein natürlich vorkommendes Element (Calcium als $^{45}\text{CaCl}_2$). Die Untersuchung zeigte, daß bei Substanzen, die wenig wasserlöslich sind und eine starke Adsorption an die kontaminierten Bodenpartikel besitzen, eine artspezifisch unterschiedliche Verlagerung zu erkennen ist. So zeigt sich bei DDT in der wurmfrei gehaltenen Kontrolle nur eine geringe Verlagerung in die oberste unkontaminierte Schicht von 2,5 cm (5,94 %). Den stärksten Verlagerungseffekt lassen epigäische Arten wie *Eisenia foetida* erkennen. Vergleicht man diesen mit der Kontrolle, so sieht man, daß die wurmspezifische Verlagerung in tiefere Bodenschichten absolut gesehen einen vernachlässigbar geringen Wert einnimmt. Bedenkt man jedoch, daß es sich jeweils um gemittelte Werte der gesamten Bodenschicht handelt und daß die Verlagerung inhomogen ist, nämlich überwiegend auf die Wurmröhren konzentriert, so ergibt sich ein völlig anderes Bild für die ökotoxikologische Bewertung der Dispersionsverhältnisse.

In natürlich gewachsenen Böden nehmen die Wurmrohren an der Oberfläche maximal einen Flächenanteil von 5 % (KRETZSCHMAR 1982) ein, in dem untersuchten Standardboden sogar nur etwa von 0.5 %. Die Substanzverlagerung konzentriert sich in diesem geringen Bereich. Dies zeigen auch partielle Messungen von Wurmrohrenmaterial, das eine um das 4.8 - 27-fache höhere Radioaktivität aus den einzelnen Bodensäulen aufwies als der umgebende Boden. Die Untersuchungen mit den gut wasserlöslichen Substanzen Atrazin und Calcium zeigten im Vergleich zur Kontrolle eine noch höhere Verlagerung in tiefere Bodenschichten. Hier kommt hinzu, daß die Dispersion in der Drilosphäre (Gesamtheit der Wurmgänge) nicht nur direkt durch Regenwürmer erfolgt, sondern in noch stärkerem Maße durch Einwaschungsvorgänge (z.B. hier durch Niederschlagssimulationen). Es wurden dabei Maximalwerte gemessen, bei denen das Wurmrohrenmaterial eine spezifische Aktivität wie die der Kontaminationsschicht aufwies. Der starken Konzentration der Substanzen in der Drilosphäre kommt ökotoxikologisch betrachtet eine besondere Bedeutung zu, da hier der bevorzugte Lebensraum einer großen Gruppe euedaphischer Folgezerersetzer vorhanden ist, die somit einer wesentlich höheren Kontamination ausgesetzt sind. Die Verteilung der Substanzen in der Drilosphäre ist inhomogen. Über die spezifischen Adsorptions- und Desorptionsverhältnisse in den Wurmgängen ist bisher soviel wie nichts bekannt. Das gleiche gilt für eine Verlagerung der Substanzen unter natürlichen Bedingungen, d.h. bei artgemäßen Ernährungsbedingungen in einem ungestörten Bodenprofil mit bereits ausgebildeter Drilosphäre. Artspezifische Unterschiede lassen sich hierbei besser erfassen und bedürfen hier noch weiterer Untersuchungen. Die Versuche mit den Standardbodensäulen ergaben, daß epigäische Arten aufgrund ihrer Durchmischungstätigkeit eine höhere Verteilung der Substanz in den oberen Bodenschichten erreichen als epianektische oder rein anektische Arten. Bei diesen ist jedoch der Eintrag in Wurmgänge tieferer Schichten stärker erhöht.

Die Untersuchungen lieferten wesentliche Ansätze, die verdeutlichen, wie aufwendig es ist, selbst Teilaspekte zur Bioturbation detailliert aufzuklären, sei es zu artspezifischen Fragen oder zur Erfassung der Systemcharakteristik.

Gerade hier liegt jedoch das zentrale Anliegen der Ökotoxikologie, bei der die artspezifische Bioindikation in ihrer Systemhaftigkeit bewertet werden muß.

Untersuchungen zur artspezifischen Substanzverlagerung sollten in größerem Umfang gezielt vorgenommen werden, nicht nur um den biogenen Anteil bei der Verteilung von Schadstoffen im Boden genauer bewerten zu können, sondern auch hinsichtlich der hierdurch bedingten spezifischen Kontaminationsbedingungen.

Eng verknüpft mit dem Problem der biotischen Dispersion von Umweltchemikalien ist die Frage nach der art- und systembedingten Kontamination und Bioverfügbarkeit der Substanzen.

Regenwürmer lassen sich aufgrund ihrer Lebensformen und Habitatswahl in verschiedene ökologische Kategorien (BOUCHE 1977) einteilen, die durch völlig unterschiedliche Kontaminationsebenen gekennzeichnet sind (KÜHLE 1983 c). Dabei kann der Grad der Kontamination bei den einzelnen Arten nicht nur quantitativ verschieden sein, sondern auch qualitativ, wenn zum Beispiel eine Chemikalie bis zu ihrer Bioverfügbarkeit chemischen Umwandlungen unterliegt und damit die Toxizität ab- oder zunimmt. Dies zeigt auch, wie vorsichtig die Interpretation von Daten sein muß, bei denen Regenwürmer als Akkumulationsindikatoren dienen sollen (z.B.

im Rahmen der Umweltprobenbank, BOEHRINGER et al. 1981). Der größte Teil der Freilanduntersuchungen zu diesem Komplex, insbesondere bei Schwermetallen und chlorierten Kohlenwasserstoffen, ist deshalb nahezu wertlos, weil nicht berücksichtigt wurde, welche Art und welchem Lebensformtyp die Regenwürmer zuzuordnen sind, wie hoch die Schadstoffbelastung in den verschiedenen Kontaminationsebenen war und wie das Akkumulations- und Retentionsverhalten der Chemikalie nicht nur bei verschiedenen Arten, sondern auch in den verschiedenen Organen aussieht.

Bei den erwähnten Langzeitversuchen mit Calcium, DDT und Atrazin wurden verschiedene Regenwurmarten definierten Oberflächenkontaminationen ausgesetzt. Die Akkumulationswerte können den Werten bei einer Totalkontamination (homogen markierten Standardboden) gegenübergestellt werden.

Ein natürlich vorkommendes Element wie Calcium zeigt keine Bioakkumulation in dem Sinne, daß die im Wurm sich einstellende Konzentration über die Konzentration in der Umwelt ansteigt.

Durch die Morrenschen Drüsen (Kalkdrüsen) besitzen einige Regenwurmarten ein Organ, daß überschüssiges Calcium aus dem Körper eliminiert. KÜHLE (1978, 1984) konnte anhand von Radiotraceruntersuchungen zeigen, daß der Anreicherungsfaktor für Calcium in allen Organen unter 1 gehalten wird, mit Ausnahme der Kalkdrüsen, dem Ort der Calciumelimination, dies gilt nicht nur unter den Bedingungen der Oberflächenkontamination, sondern auch bei einer Totalkontamination.

Artspezifische Unterschiede der Akkumulationsfaktoren bei DDT und Atrazin sind zum einen physiologisch bedingt durch ein unterschiedliches Akkumulations- und Retentionsverhalten der einzelnen Organe, zum anderen aber auch durch unterschiedliche Kontaminationsbedingungen aufgrund der spezifischen Lebensweise, des Lebensform- und Nahrungstypes der Arten. KÜHLE (1984) verdeutlicht dies am Beispiel von Atrazin nach einer dreimonatigen Oberflächenkontamination. Den Werten sind Akkumulationswerte bei Totalkontamination von *Lumbricus terrestris* nach 28 Tagen gegenübergestellt.

5.2 TOXIZITÄT

Einen wichtigen Beitrag zur ökotoxikologischen Bewertung der Belastungssituation im Weinbergökosystem spielen monospezifische Toxizitätstests ("single species tests"), die dazu dienen, die Chemikalien aufgrund ihrer toxischen Wirkung zu klassifizieren. KÜHLE (1983) diskutiert den bioindikativen Wert von Regenwurmtoxizitätstests, und grenzt die Testverfahren und Testparameter zur Ermittlung einer chronischen Toxizität sowie der Wirkung subletaler Dosen von den klassischen Mortalitätstests zur akuten Toxizität ab. Bei den Regenwürmern gibt es zur Zeit eine ganze Reihe von Testverfahren zur akuten Toxizität, wobei hier die standardisierten Tests, wie der OECD-Testvorschlag nach EDWARDS mit *Eisenia foetida* oder der Artisoltest nach FERRIERE, FAYOLLE und BOUCHE (1981) erwähnt seien.

Im Rahmen des Projektes wurde ein vom OECD-Testvorschlag nach EDWARDS abweichender standardisierter Mortalitätstest durchgeführt, der der Situation im Weinbergökosystem angepaßt wurde. Als Testobjekt diente die im Weinberg häufig dominierende Art *Lumbricus terrestris*. Außerdem wurde ein definierter Standardboden (LUFA Speyer 2.3) verwendet, der aus

einem pestizidfrei gehaltenem Ackerboden (Parabraunerde) mit mittlerem organischem Gehalt bestand. Da der Anteil an organischer Substanz für die Toxizitätswirkung von großer Bedeutung ist (Komplexierung) wurde ein Standardboden ausgewählt, der in diesem Punkt mit Weinbergsböden vergleichbar ist. Die Versuchstemperatur (10°C) entsprach der mittleren Bodentemperatur während der Pflanzenbehandlungsphase. In die Untersuchung wurden nur die am häufigsten ausgebrachten Insektizide und Fungizide einbezogen. Bodenentseuchungsmittel, die vor allem in Rebschulen Verwendung finden sowie Herbizide konnten aus Gründen begrenzter Kapazität nicht berücksichtigt werden.

Abb. 1 gibt einen Überblick über den Toxizitätsgrad der untersuchten Substanzen, wobei diese mit abnehmender Toxizität angeordnet und die Werte der LC 30, LC 50, und LC 80, wenn möglich gesondert, angegeben sind.

Es zeigt sich, daß die im Weinbau verwendeten Insektizide eine sehr viel höhere Toxizität für Regenwürmer aufweisen als die Fungizide, wobei Endosulfan die höchste Toxizität aufwies.

6. Schlußbetrachtung

Durch die vergleichenden Freilanduntersuchungen bestimmter Bodentiergruppen im Weinbergökosystem als Charakteristikum für den Ist-Zustand dieses Systems konnte herausgearbeitet werden, daß selbst unter dem starken Einfluß von Pflanzenbehandlungsmitteln und einer erheblichen Strukturveränderung in der Weinbergslandschaft der Artenbestand im allgemeinen gegenüber den benachbarten, naturnahen Flächen reduziert ist, wobei mehr euryöke Arten eine Bevorzugung erfahren. Bei den edaphischen Organismen lassen sich erhebliche Abundanz- und Biomasse-Veränderungen nachweisen, die auf spezielle Bodenpflegemaßnahmen zurückzuführen sind. Die Beeinflussung nutritiver Faktoren scheint sich wesentlich stärker auszuwirken als die Beeinflussung durch Pflanzenbehandlungsmittel. Anhand von Modelluntersuchungen an Regenwürmern konnte aufgezeigt werden, wie komplex das Dispersionsverhalten von Umweltchemikalien unter dem Einfluß des Edaphons zu beurteilen ist. Die artspezifische Kontamination und toxikologische Auswirkung der Chemikalien läßt sich durch Laboruntersuchungen quantifizieren. Es bietet sich somit die Möglichkeit, den ökotoxikologischen Belastungsgrad in Zukunft von struktureller Belastung auf die Biozönose des Weinbergs abzugrenzen.

BOEHRINGER, U.R., KAYSER, D., SCHMIDT-BLEEK, F. (1981): Das Umweltprobenbankprojekt der Bundesrepublik Deutschland (Pilotphase) Umweltprobenbank 1.2, 13-33 (UBA) Berlin 1981.

BOUCHE, M.B. (1977) : Strategies Lombriciennes in: LOHM, U. and PERSSON, T.: Soil Organisms as Components of Ecosystems. Ecol. Bull. (Stockholm) 25, 122-132, 1977.

DIELMANN, H.J. (1982) : Untersuchungen zur Collembolenfauna verschiedener Weinbergsböden im oberen Rheingau. - Diplomarbeit, Bonn.

GÖHLICH, H. (1982) : Abdrift im Pflanzenschutz unter Berücksichtigung von Meßergebnissen am Steilhang. Nachrichtenbl. Deut.Pflanzenschutzdienst 34 (1982), 100-109.

HOLTERMAN, D. (1981) : Untersuchungen zur Molluskenfauna, über Populationsdynamik und zur Bedeutung von Ökozellen in Weinbergen des mittleren Maingebietes. - Diplomarbeit Bonn.

HÜTHER, W. (1961) : Ökologische Untersuchungen über die Fauna pfälzischer Weinbergsböden mit besonderer Berücksichtigung der Collembolen und Milben. - Zool. Jb. Syst. 89, 243-368.

KNECHT, H.J. (1977) : Ökologische und faunistische Untersuchungen an Schnecken der Eifel. - Diplomarbeit, Bonn (1977).

KRETZSCHMAR, A. (1978) : Quantification écologique des galeries de lombriciens. Techniques et premières estimations. Pedobiologia 18, 31 - 38 (1978). -

KÜHLE, J.C. (1978) : Radiotraceruntersuchungen zum Calciumstoffwechsel von Lumbricus terrestris L. - Diplomarbeit Universität Bonn.

KÜHLE, J.C. (1983 a) : Die Bedeutung von Regenwürmern als Bioindikatoren - am Beispiel deutscher Weinbergsböden - Verh.Gesellsch. Ökol. Bd. X, 115 - 126 (1983).

KÜHLE, J.C. (1983 b) : Adaptation of earthworm populations to different soil treatments in apple orchard in: LEBRUN et al.: New Trends in Soil Zoology, Proc. of the VIII Intern. Colloq. of Soil Zoology, Ottignies-Louvain-la-Neuve, 487-501 (1983).

KÜHLE, J.C. (1983c) : Ökotoxikologische Modelluntersuchungen zur Bewertung von Regenwürmern als Bioindikatoren. - Verh.Dtsch.Zool.Ges. 1983, 147-151.

KÜHLE, J.C. (1984) : Modelluntersuchungen zur strukturellen und ökotoxikologischen Belastung von Regenwürmern in Weinbergen Mitteleuropas. Dissertation, Universität Bonn (in Vorb.).

LÖTTGEN, D. (1979) : Erhebungen zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in den deutschen Weinbaugebieten 1977 und 1978. - Staatsexamensarbeit Universität Bonn.

LÜDERS, W. und GANZELMEIER, H. (1983) : Untersuchungsergebnisse über die Anlagerung der Behandlungsflüssigkeit bei verschiedenen Pflanzenschutzgeräten in Rebsteillagen. - Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzdienst 35 (5) (1983), 70 - 75.

SAMPELS, J. (1982) : Fensterfallenuntersuchungen über die fliegende Arthropodenfauna in einer flurbereinigten und einer kleinterrassierten Rebfläche des Kaiserstuhls unter besonderer Berücksichtigung der Carabiden (Coleoptera). Diplomarbeit Bonn, 120 pp.

SCHELL, C. (1983) : Untersuchungen zur Produktion und zur Laubstreu-zersetzung auf einer Rebfläche bei Eltville / Rheingau. Diplomarbeit Bonn, 116 pp.

SCHELL-BRINGMANN, C. und KÜHLE, J.C. (1984) : Zur Produktion und zum Streuabbau in Rebkulturen. - Verh. Gesellsch. Ökologie Bd. XIII (in Vorb.).

SCHLEICH, D. (1981) : Beschreibung, Bau und Anwendung eines modifizierten Kempson-Extraktionsapparates als Beispiel einer dynamischen Extraktionsmethode. Staatsexamensarbeit, Bonn, 98 pp.

SCHMELCHER, M. (1983) : Untersuchungen zur Milbenfauna verschiedener Weinbergsböden im oberen Rheingau unter besonderer Berücksichtigung der Raubmilben (Acarina, Gamasina). - Diplomarbeit Bonn.

VAGVÖLGYI, J. (1952) : A new sorting method for snails, applicable also for quantitative researches. - Ann. Hist. Nat. Mus. Nation, Hung. 3, 101-104 (1952).

VOGEL, H. (1981) : Untersuchungen zur Arthropodenfauna in Weinbergen der Rheinpfalz unter besonderer Berücksichtigung der Carabiden (Coleoptera). - Diplomarbeit Bonn, 170 pp.

WERNER, W. und KNEITZ, G. (1978) : Die Fauna der mitteleuropäischen Weinbaugebiete und Hinweise auf die Veränderungen durch Flurbereinigungsmaßnahmen und technische Bewirtschaftungsweisen. - Bayr. Landwirtschafts-Jahrbuch 55, (5), 1978, 582-633.

WILLECKE, S. (1981) : Vergleichende Untersuchungen zur Gehäuseschneckenfauna bewirtschafteter und naturnaher Flächen in Weinbergen. - Staatsexamensarbeit Universität Bonn (1981) 204 pp.

Bundesminister für Forschung und Technologie

Forschungsbericht (03 7222)

Verhalten und Verbleib von Umweltchemikalien in einer
agrarischen Organismengemeinschaft

von

Cornelia Frehe und Uwe Arndt

Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie
Fachgebiet Pflanzenökologie
Universität Hohenheim

Geschäftsführender Direktor:

Prof. Dr. U. Arndt

Dezember 1982

Kurzfassung

Zur Beurteilung der Ökotoxizität von Umweltchemikalien wurde ein Modell einer agrarischen Organismengemeinschaft entwickelt. Es besteht aus einem Kleingewächshaus auf einem Lysimeter, in das eine Erdmischung eingefüllt ist. Ein Futtergemenge aus Hafer, Wicke, Erbse und Senf wird ausgesät und Regenwürmer eingesetzt. Das Gewächshaus ist mit einem Belüftungs- und einem Bewässerungssystem versehen. Die Testsubstanz Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP) wurde in Form eines Aerosols appliziert und dessen Verteilung kontrolliert. Die Überprüfung der Wirkungen von DEHP ergab, daß die Aktivität der Bodenmikroorganismen nicht beeinträchtigt war, und die behandelten Pflanzen leicht erniedrigte Erträge aufwiesen, während eine Hemmung der Entwicklung dieser Pflanzen nicht gesichert erscheint. Für chemische Analysen der verschiedenen Komponenten des Modells sind Methoden erarbeitet worden, mit denen in Pflanzen, Erde und Sickerwasser DEHP nachgewiesen werden konnte.

Abstract

For the purpose of investigating the ecotoxicological effects of environmental chemicals an agricultural microcosm was developed. It consists of a little greenhouse on a lysimeter, wherein a composition of peas, vetches, oats, and mustards is grown in a soil mixture, and earthworms are added. The greenhouse is supplied with an air- und a water-system. This experimental arrangement was treated with an aerosol of Di-(2-ethylhexyl)-phthalate (DEHP), and the efficiency of its distribution was controlled. Examination of the effects of DEHP suggested, that activity of soil microorganisms was not affected, yield of treated plants decreased slightly, but development of these plants was not significantly disturbed. Methods for chemical analysed of the different components of the microcosm were worked out. Using these methods DEHP was found in plants, earth, and leachate.

1. Einleitung

In den letzten Jahrzehnten wurden in zunehmendem Maße Chemikalien entwickelt und hergestellt, die bewußt oder unbewußt in die Umwelt gelangen. In vielen Fällen werden zur Prüfung der Wirkung dieser Stoffe Einzelorganismen, deren isolierte Organe oder Zellkulturen herangezogen. Zur Beurteilung der Substanzen sind außerdem Kenntnisse über die Reaktion der Organismen in der Gemeinschaft, Wechselwirkungen und indirekte Wirkungen, sowie der Verbleib der zu prüfenden Chemikalie nötig. Zu diesem Zweck wurde im Rahmen des bearbeiteten Projekts ein einfaches Modell eines agrarischen Ökosystems erstellt. Für die Untersuchungen an diesem Modell war Di-2-äthylhexyl-phthalat (DEHP) als Testsubstanz ausgewählt worden. Dabei handelt es sich um den am häufigsten verwendeten Weichmacher für Kunststoffe und Lacke, besonders für PVC (Schwartz et al. 1979).

2. Material und Methoden

2.1. Versuchsanlage

2.1.1. Technischer Aufbau

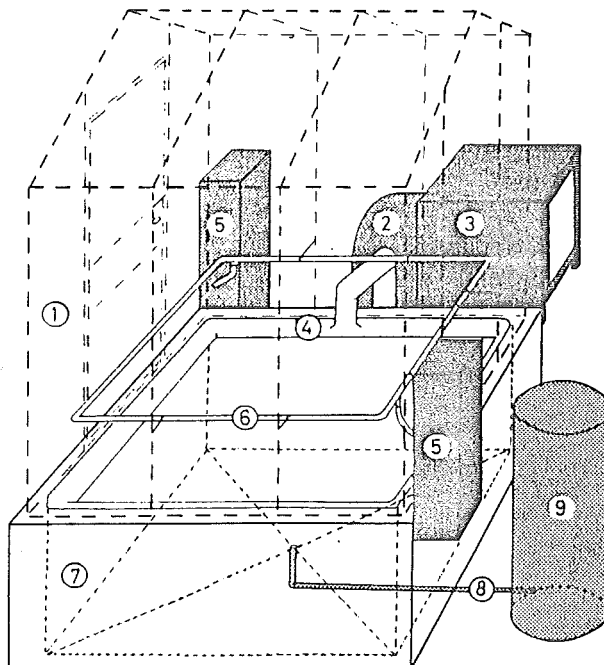


Abb. 1: Anordnung einer Testeinheit

1 Kleingewächshaus, 2 Gebläse, 3 Filtersystem, 4 Belüftungsring,
5 DEHP-Dosierung, 6 DEHP-Verteilungsring, 7 Lysimeter, 8 Sicker-
wasserabfluß, 9 Schacht zur Sickerwassersammlung

Die Versuchsanlage zum Aufbau von Modellen einer agrarischen Organismengemeinschaft auf einem Gelände der Universität Hohenheim besteht aus 4 Kleingewächshäusern (L=207, B=193, H=220cm) auf Lysimetern aus wasserdichtem Beton (L=209, B=192, T=60cm). Abb. 1 zeigt die Anordnung einer Testeinheit in der zuletzt benutzten Form. Zum Gelände gehören außerdem eine Betreuungshütte und ein befestigter Misch- und Lagerplatz für Erde.

Die Lysimeterfüllung besteht aus einer Mischung aus Lößlehm, Sand und Torf im Verhältnis 50 : 40 : 10 (Gew.%), die bei der Einbringung schichtweise verfestigt und gewässert wurde. Die Unterlage für diese Erdmischung bilden eine 5cm mächtige Lage mittelgroben Kieles, eine Glasfasermatte und eine 2cm starke Schicht Flußsand.

Ein System aus einer auf dem Boden der Gewächshäuser liegenden perforierten Ringleitung, die an ein Gebläse mit vorgeschaltetem Filtersystem angeschlossen ist, dient zur Belüftung. Bei einer Förderleistung des Gebläses von maximal etwa 570 m³/h kann ein 70- bis 80-facher Luftwechsel in den Testkammern erreicht werden.

Die Bewässerung in den Gewächshäuschen wird durch eine Sprinkleranlage sichergestellt.

2.1.2 Applikation

Als Testsubstanz war Di-(2-äthylhexyl)-phthalat (DEHP) ausgewählt worden. Die Applikation dieser Chemikalie erfolgte in Form eines Aerosols. Eine Emulsion des DEHP wurde mit einem Ultraschallvernebler in den Aerosolzustand versetzt und über einen Schlauch in die Testkammer eingeleitet. Nach den Angaben des Geräteherstellers haben die Schwebeteilchen einen Durchmesser von 1-5 µm, wobei eine Tröpfchengröße von 3 µm am häufigsten vorkommt. Während des ersten Betriebsjahres der Anlage sorgten jeweils oszillierende Ventilatoren für die Verteilung der Substanz innerhalb der Häuschen. Im zweiten Jahr erfolgte die Einleitung des Aerosols an zwei gegenüberliegenden Ecken der Kammern in eine perforierte Ringleitung, die oberhalb der Belüftungsrohre angebracht war (s. Abb. 1). Das DEHP wurde mit der Luftströmung in die Testkammer eingetragen.

2.1.3. Dosierungskontrolle

Die Kontrolle des DEHP-Gehaltes in der Luft wurde nach einer Methode von GILAM, CHAN und NEFF (1975) durchgeführt. Dazu wurde eine definierte Luftmenge durch Florisilsäulen gesaugt, die das DEHP adsorbierten (Säulenpackung in Pasteurpipetten: Filterwatte, Florisil (60-100 mesh mit 3% H₂O), Na₂SO₄). Mit Diäthyläther konnte die Testsubstanz eluiert und nach dem Verdunsten des Äthers und Wiederaufnahme in n-Hexan mit der HPLC die in den Röhrchen gesammelte DEHP-Menge bestimmt werden.

Die Erfassung des sedimentierenden Anteils des Aerosols erfolgte mit Glasfaserfilterscheiben, die in den belasteten Gewächshäuschen verteilt worden waren. Während des ersten Versuchs lagen sie auf dem Boden der Testkammern. Für die weiteren Versuche waren sie auf höhenverstellbaren Tellern plaziert. Zur Bestimmung der DEHP-Niederschläge mit Hilfe der HPLC wurden die Filterscheiben mit n-Hexan extrahiert, die Extrakte zur Trockne eingedunstet und mit n-Hexan wieder aufgenommen.

2.2. Betrieb der Anlage

Es wurden insgesamt 3 Versuche durchgeführt, davon 2 im Jahr 1980 und einer

1981. Sie werden im folgenden als Versuch I 1980, Versuch II 1980 und Versuch 1981 bezeichnet. Die Daten des Versuchsverlaufs sind in Tab. 1 zusammengestellt.

	Versuch		
	I 1980	II 1980	1981
Aussaattermin	11.4.1980	1.8.1980	29.5.1981
	[Tage nach Aussaat]		
Applikationsbeginn	34	15	18
Regenwurmbesatz	50	11	15
Applikationsende	71	64	49
Ernte	74-81	67-70	53-56
Bodenproben zur CO ₂ -Abgabe	6,61,98	-	-7,25,39,57
zur DEHP-Analyse	85,95,116	-	39,56,69,76,117

Tab. 1: Verlauf der 3 durchgeführten Versuche

Jeweils vor der Inbetriebnahme der Anlage erfolgte nach einer Bodenuntersuchung die Düngung der Erdmischung in den Lysimetern. Anschließend konnte die Aussaat eines Futtergemenges aus Erbse (*Pisum sativum*), Wicke (*Vicia faba*), Hafer (*Avena sativa*) und Senf (*Sinapis alba*) in den Saattmengen wie sie Tab.2

	Versuch		
	I 1980	II 1980	1981
	[g / 1,96 m ²]		
Erbse	32	20	20
Wicke	20	20	20
Hafer	20	12	9
Senf	4	2	1

Tab. 2: Saatgutaufwand der Futtergemenge

angibt durchgeführt werden. Als tierische Komponente der agrarischen Organismengemeinschaft wurden Regenwürmer der Art *Lumbricus terrestris* eingesetzt, nachdem sie entsprechend einer Methode von MEINHARDT (1976) farblich gekennzeichnet worden waren. Im Jahr 1980 erfolgte in den Häusern 1 und 2 jeweils an 7h/d die Applikation der Testsubstanz, während die Häuser 3 und 4 als Kontrollen dienten. Dagegen mußten 1981 die Häuser 2 und 3 behandelt werden, da die Pflanzen in Haus 1 schlecht aufgelaufen waren. Zu verschiedenen Terminen der 3 Versuche wurden mit Hilfe eines Bohrstocks Bodenmischproben zur Messung der CO_2 -Abgabe (obere 15cm) und zur Bestimmung des DEHP-Gehaltes (Schichten von 0-15, 15-30, 30-45 cm) entnommen. Während der letzten beiden Versuche erfolgten Längenmessungen und Kontrollen der Entwicklung der Pflanzen.

Direkt nach Beenden der DEHP-Applikation erfolgte die Ernte. Hierzu wurde der gesamte Bestand geschnitten und die Erträge nach Arten unterteilt ermittelt. Zur Bestimmung des DEHP-Gehaltes in den Pflanzen wurden Frischproben jeweils von einer Grundfläche von 30x30cm entnommen und tiefgefroren für die Analyse aufbewahrt. Die eingesetzten Regenwürmer wurden nach NIKLAS (1980) mit einer 0,2%-igen Formalinlösung aus dem Boden ausgetrieben und für die spätere chemische Untersuchung gefroren gelagert.

2.3. Untersuchungen zur Wirkung von DEHP auf die Aktivität von Bodenmikroorganismen

Um auf die Aktivität von Bodenmikroorganismen schließen zu können, wurde nach einer Methode von ISERMEYER (1952) die CO_2 -Abgabe von Bodenproben im Brutversuch gemessen. Hierzu wurde feuchter Boden in einer Schale in einem gasdichten Gefäß mit Barytlauge ($\text{Ba}(\text{OH})_2$) 24 h bei 25°C inkubiert. $\text{Ba}(\text{OH})_2$ bindet das von der Bodenprobe abgegebene CO_2 unter Bildung von BaCO_3 . Nach der Titration der unverbrauchten Lauge mit HCl kann die gebundene CO_2 -Menge errechnet werden. Bei den Untersuchungen im Jahr 1981 erfolgte die Titration viermal jeden zweiten Tag. Zur Auswertung gelangte hierbei jeweils die Summe aus den vier Titrationsen.

2.4. Analytik

Die Messung der DEHP-Gehalte in den Extrakten der einzelnen Komponenten der Modellökosysteme erfolgten an einem HPLC-Gerät mit UV-Detektor der Firma Kipp und Zonen, das mit einer LiChrosorb 10 RP 8-Säule der Firma Chrompack (Länge = 25cm, I.D. = 4,6mm) zur Reversed-Phase Chromatographie ausgerüstet war. Als Elutionsmittel wurde Acetonitril- H_2O jeweils in dem für eine optimale Auflösung des Chromatogramms nötigen Mischungsverhältnis verwendet. Die Detektion erfolgte bei einer Wellenlänge von 224 nm.

2.4.1 Test auf DEHP-Verluste bei der Gefriertrocknung

In der Anfangsphase des Forschungsvorhabens sind Boden- und Pflanzenproben gefriergetrocknet analysiert worden. Vermutungen der möglichen Wasserdampf-
flüchtigkeit des DEHP und damit des Verlustes bei der Gefriertrocknung wurden mit folgenden Tests überprüft.

I. DEHP enthaltendes H_2O wurde destilliert, anschließend sowohl das Destillat als auch der Rückstand mit n-Hexan ausgeschüttelt und der Gehalt an DEHP im Hexan bestimmt.

II. Die Überprüfung des DEHP-Verlustes am Gerät selbst erfolgte durch Trocknung von feuchtem Quarzsand, dem ein DEHP-Standard in H_2O zugesetzt worden

war. Als Kontrolle wurde der Sand mit DEHP in Hexan versetzt, wobei das Hexan in kurzer Zeit verdunstete. Nach Extraktion mit n-Hexan, Einengung des Extraktes und Wiederaufnahme in dem für die HPLC benutzten Laufmittel konnte das an der Matrix anhaftende DEHP bestimmt werden.

2.4.2. Blindwert

DEHP ist der meistverwendete Weichmacher bei der Herstellung von PVC und heute in der Umwelt allgegenwärtig. Es müssen daher aufwendige Maßnahmen ergriffen werden, um bei den Rückstandsanalysen den Blindwert niedrig zu halten.

Um an Glasgeräten anhaftendes DEHP zu zerstören, wurden diese nach der üblichen Reinigung mindestens 4 Stunden bei 250°C erhitzt. Glasfaserfilter, Chemikalien und alle Substanzen und Geräte, die mit den Proben in Berührung kamen, wurden soweit möglich ebenso behandelt. Bei Volumenmeßgeräten erfolgte die Reinigung durch mehrmaliges Spülen mit n-Hexan. Zur Analyse benötigtes Wasser konnte erst nach Ausschütteln mit n-Hexan verwendet werden. Die zum Clean-up notwendigen Florisil-Säulen wurden mit n-Hexan voreluuiert.

2.4.3. Extraktion von Bodenproben

Gefriergetrocknete Erde wurde 2 mal mit n-Hexan ausgeschüttelt und der Extrakt eingeeengt. Nach Aufstocken der Lösung mit einem DEHP-Standard wurde nochmals eingeeengt und mit n-Hexan aufgenommen.

Bei feuchtem Material erfolgte die Extraktion des DEHP durch zweimaliges Ausschütteln mit einem n-Hexan-Methanolgemisch (40:100, v/v). Die vereinigten Extrakte wurden zwischen n-Hexan und wässriger NaCl-Lösung (5%ig) verteilt, und anschließend die Hexanphase über Na_2SO_4 filtriert. Der Extrakt mußte nach Einengung zur Trockne und Wiederaufnahme in n-Hexan nach GIAM (1976) an Florisil gereinigt werden (Säulenpackung s. 2.1.3.). Als Elutionsmittel wurde ein n-Hexan-Diäthyläther-Gemisch (80:20, v/v) verwendet, das Eluat zur Trockne eingeeengt, mit Standard aufgestockt und in dem für die HPLC benutzten Laufmittel aufgenommen (Acetonitril- H_2O , 87:13, v/v).

2.4.4. Extraktion von Wasserproben

Die Untersuchung des Sickerwassers erfolgte in Anlehnung an eine Methode von MORI (1976). Dazu wurden Wasserproben mit n-Hexan ausgeschüttelt, die Hexanphase über Natriumsulfat filtriert, eingeeengt und nach Wiederaufnahme in n-Hexan mit Hilfe der HPLC der DEHP-Gehalt gemessen.

2.4.5. Extraktion von Pflanzengewebe

Gefriergetrocknetes, gemahlenes Pflanzenmaterial wurde mit n-Hexan homogenisiert, anschließend zweimal ausgeschüttelt und filtriert. Nach Einengung und Wiederaufnahme in n-Hexan erfolgte die Reinigung des Extraktes an Florisil (s. 2.4.3.). Das Eluat wurde eingeeengt und in n-Hexan aufgenommen.

Für die Aufarbeitung feuchter Pflanzenproben wurden zweierlei Verfahren eingesetzt.

I. Von der gefrorenen Pflanzensubstanz des Versuchs II 1980 erfolgte die Entnahme einer möglichst repräsentativen Stichprobe. Nach Unterkühlung mit flüssigem N_2 konnte das nun spröde Material zermörsert werden. Aus der aufgetauten Probe wurde das DEHP in Anlehnung an GIAM (1976) mit Methanol extrahiert und durch Schütteln des Methanolextraktes mit n-Hexan, CH_2Cl_2 und wässriger

Natriumsulfatlösung (5%ig) in die Hexanphase überführt. Die Weiterbehandlung der Lösung erfolgte entsprechend der Analyse von trockener Pflanzensubstanz, wobei aber abschließend mit dem für die HPLC benutzten Laufmittel aufgenommen wurde.

II. Die zu untersuchenden pflanzlichen Frischproben des Jahres 1981 wurden vollständig zerkleinert und das gesamte Material in zwei gleichen Portionen mit Methanol ausgeschüttelt und filtriert. Nach Auffüllen der Filtrate auf 200 ml wurde mit Aliquots hiervon wie bei Verfahren I beschrieben, weitergearbeitet.

2.4.6. Extraktion von Tiergewebe

Zur Extraktion der Tierproben wurden in Abwandlung einer Methode von GIAM (1976) Portionen von 3-5 Regenwürmern mit Methanol homogenisiert, anschließend das Homogenat mehrmals ausgeschüttelt und filtriert. Die vereinigten Filtrate wurden nach Auffüllen auf 200 ml nach dem Verfahren II für Pflanzensubstanz weiterbehandelt.

2.4.7. Statistische Verrechnung

Die Ergebnisse der Längenmessungen und Entwicklungskontrollen der Pflanzen des Versuchs II 1980 und 1981 wurden statistisch ausgewertet. Hierzu wurde eine zweistufige Varianzanalyse durchgeführt. Die Berechnungen konnten im Rechenzentrum der Universität Hohenheim durchgeführt werden. Das benötigte Programm BMDP2V (DIXON und BROWN, 1977) stand zur Verfügung.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Dosierungskontrolle

3.1.1. Luftproben

Die Ergebnisse der regelmäßigen Luftprobenahmen während der 3 durchgeführten Versuche sind in Tab. 3 zusammengestellt. Es konnten für den ersten Versuch mittlere DEHP-Konzentrationen von 0,15 und 0,18 mg/m³ Luft bzw. 0,09 und 0,11 mg/m³ Luft für den zweiten Versuch ermittelt werden. Die zuletzt gemessenen niedrigeren Werte könnten durch andere Aerosolgeneratoren, die beim zweiten Versuch verwendet worden waren, hervorgerufen sein.

Nach der Umrüstung der Applikationsanordnung für den dritten Versuch ergaben die Messungen Werte von durchschnittlich 0,29 und 0,28 mg DEHP/m³ Luft während der ersten 3 1/2 Wochen. In der restlichen Belastungszeit lagen die Durchschnittswerte bei 0,20 und 0,16 mg/m³ Luft, wobei in der Mitte der Häuschen leicht erniedrigte Konzentrationen auftraten. Zu dieser Zeit befanden sich die Benebelungsringe dem Bestand entsprechend in der höchsten Position, während die Meßstellen in der Höhe nicht verändert worden waren. Hier macht

	Versuch		
	I 1980	II 1980	1981
	[mg DEHP/m ³ Luft]		
<u>Behandlung</u>			
Haus 1	0,15	0,09	K
Haus 2	0,18	0,11	a 0,29 b 0,20
Haus 3	K	K	a 0,28 b 0,16
	[µg DEHP/m ³ Luft]		
Kontrolle	2	0,6	
Außenluft	0,8		

Tab. 3: DEHP-Konzentration in der Luft der Testkammern während der 3 durchgeführten Versuche

K in diesem Versuch als Kontrollen benutzt

a DEHP-Konzentration während der ersten 3 $\frac{1}{2}$ -Wochen

b DEHP-Konzentration während der restlichen Zeit des Versuchs

sich zum einen die nach oben gerichtete Luftströmung bemerkbar, zum anderen eine gewisse Filterwirkung, da bei der Probenahme zwischen den Pflanzen angesaugt wurde. In der Literatur wurden DEHP-Gehalte von 30-300 ng/m³ in Stadtluft (GLAM et al., 1975; CAUTREELS und VAN CAUWENBERGHE, 1978; THOMAS, 1973) und 0,4-3 ng/m³ in der Luft über dem Meer angegeben (GLAM et al., 1978),

Messungen in den Kontrollhäuschen ergaben während des Versuchs I 1980 2 µg DEHP/m³ Luft, dagegen während des Versuchs 1981 0,6 µg/m³ Luft. Die letzten Werte liegen im gleichen Bereich wie die Ergebnisse von Probenahmen aus der Außenluft. Als Ursache für die vergleichsweise hohen Kontrollwerte des ersten Versuchs könnten Ausdünstungen des Materials der noch neuen Anlage in Frage kommen.

3.1.2. DEHP-Niederschläge

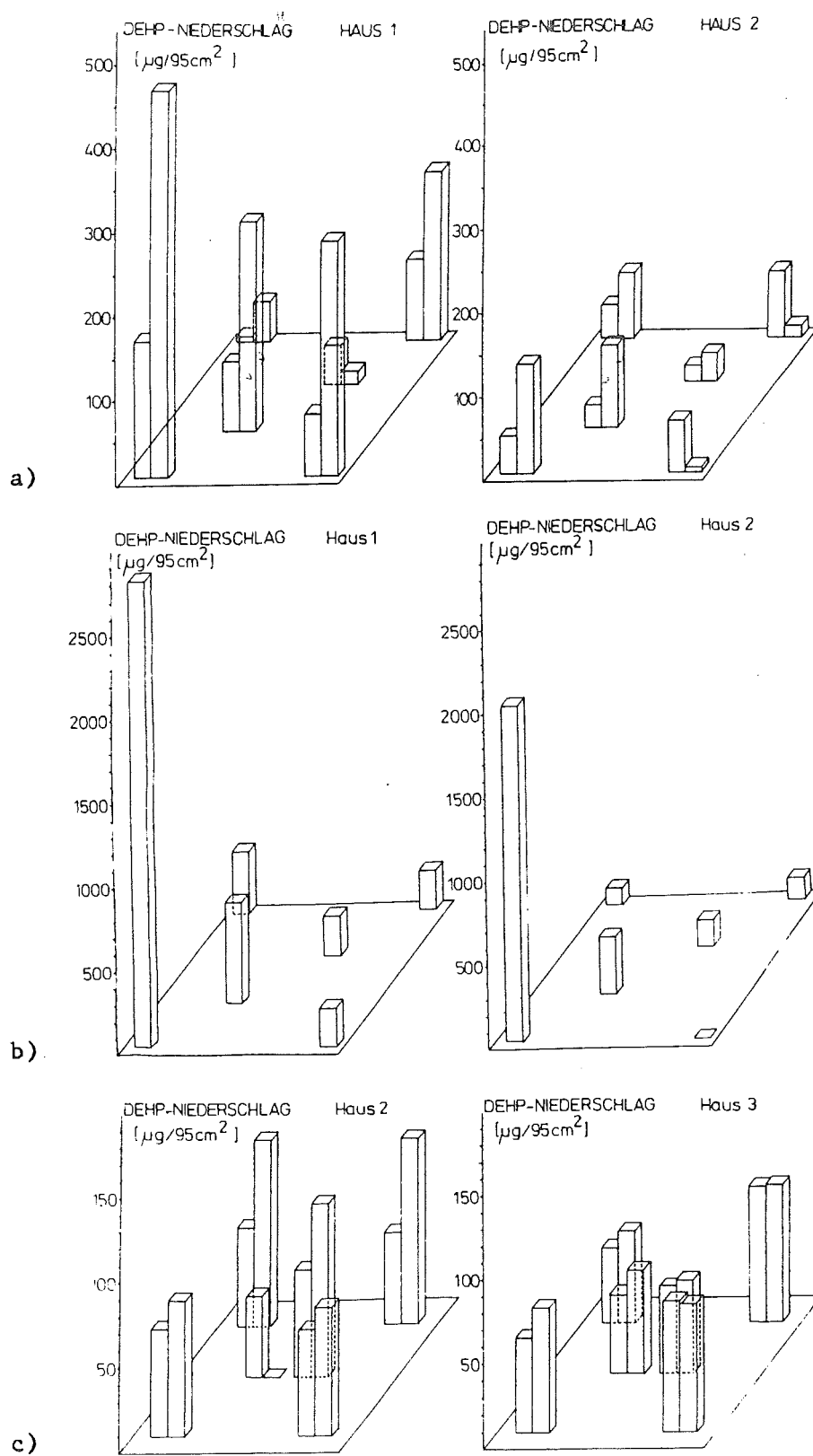


Abb. 2: Sedimentierender Anteil des DEHP-Aerosols in den Testkammern während der 3 Versuche

Die Abb. 2a-c geben einen Überblick über den sedimentierenden Anteil des DEHP-Aerosols in den Testkammern im Verlauf der 3 Versuche. Durch die Säulen ist jeweils die Höhe des DEHP-Niederschlags/Glasfaserfilterscheibe sowie die Verteilung der Scheiben innerhalb der Gewächshäuschen wiedergegeben. Aus Abb. 2a ist zu ersehen, daß während des ersten Versuches in der Mitte der Häuschen und bei einigen Proben auch am Rand niedrigere Werte ermittelt wurden. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Sammelscheiben auf dem Boden lagen und besonders in der Mitte der Kammern von den Pflanzen überwachsen und dadurch abgeschirmt wurden. Das Hochsetzen der Filterscheiben mit dem aufwachsenden Bestand im folgenden Versuch ließ es zu, den DEHP-Niederschlag zu ermitteln, der auf die Pflanzen fiel (Abb. 2b). Hier wurde deutlich, daß in den Testkammern vom Aerosoleinlaß ausgehend (in der Abb. vorne links) zur gegenüberliegenden Ecke abnehmend ein starker Gradient vorlag. Die Verbesserung der Applikationsanordnung (vergl. 2.1.2.) spiegelt sich in den DEHP-Niederschlagsdaten des letzten Versuchs wider (Abb. 2c). Die DEHP-Mengen/Filterscheibe lassen auf eine annähernd gleichmäßige Verteilung der Testchemikalie in den Häuschen schließen. Leicht erniedrigte Werte in der Mitte waren zu erwarten, nachdem dort bei der Messung von Luftproben geringere Konzentrationen gefunden worden waren, wenn sich die Meßstellen unterhalb der Benebelungsringe befanden.

3.2. Wirkungen von DEHP auf das Konkurrenzverhalten der Pflanzenarten

3.2.1. Längenwachstum und Blattentwicklung

Die Tabellen 4a und b zeigen die Ergebnisse der Längenmessungen an den Pflanzen des Modellökosystems sowie die Anzahl der Blätter als Maß für die Entwicklung der Pflanzen. Die Untersuchungen waren wöchentlich während der letzten beiden Versuche durchgeführt worden. Zur Auswertung gelangten bei Versuch II 1980 die Daten des letzten Meßtermins und bei Versuch 1981 die der letzten beiden Meßtermine. Aus den Daten des Versuchs II 1980 geht hervor, daß für Erbse, Wicke und Hafer keine signifikanten Unterschiede zwischen Behandlung und Kontrolle festgestellt werden konnten, wobei jedoch innerhalb der Behandlungen außer bei der Haferblattzahl Unterschiede auftraten. Bei den belasteten Senfpflanzen zeigte sich dagegen eine Verminderung des Längenwachstums und der Blattzahl.

Aus den Ergebnissen des Versuch 1981 ist zu entnehmen, daß beim vorletzten

Tab. 4a		Signifikanz Meßreihen															
Behandlung	M	Erbsen				Wicke				Hafer				Senf			
		Blätter		Länge		Blätter		Länge		Blätter		Länge		Blätter		Länge	
		Anzahl	Sign.M	cm	Sign.M	Anzahl	Sign.M	cm	Sign.M	Anzahl	Sign.M	cm	Sign.M	Anzahl	Sign.M	cm	Sign.M
DEHP	1	16		34,3		21		23,3		4		26,1		9		85,6	
	2	15	+	40,5	+	27	+	27,7	+	3	n.s.	28,9	+	8	n.s.	88,1	+
	3	14		25,3		19		21,1		4		26,1		8		78,4	
Kontrolle	1	14		28,4		19		21,8		3		22,8		9		94,1	
	2	14	+	36,7	+	23	+	28,5	+	4	n.s.	34,0	+	9	n.s.	98,1	+
	3	13		25,2		22		24,6		4		26,9		9		95,7	
Sign. Behandl.			n.s.		n.s.		n.s.		n.s.		n.s.		n.s.		+		+

Tab. 4b			Signifikanz Meßreihen																
Behandlung	Datum	M	Erbsen				Wicke				Hafer				Senf				
			Blätter		Länge		Blätter		Länge		Blätter		Länge		Blätter		Länge		
			Anzahl	Sign.M	cm	Sign.M	Anzahl	Sign.M	cm	Sign.M	Anzahl	Sign.M	cm	Sign.M	Anzahl	Sign.M	cm	Sign.M	
DEHP	1.7.	1	9		44,3		7		24,7		5		52,5		6		35,6		
		2	8	n.s	42,1	+	7	+	20,6	+	5	n.s	46,1	n.s	7	n.s	36,6	n.s	
		3	9		50,3		7		23,3		5		45,7		6		34,9		
		4	8		36,3		8		22,6		5		47,1		6		32,9		
Kontrolle		1	9		44,0		8		25,7		5		51,5		8		51,0		
		2	10	n.s	56,0	+	8	+	24,0	+	5	n.s	46,9	n.s	8	n.s	46,0	n.s	
		3	9		41,3		6		20,4		5		54,4		6		32,0		
		4	9		45,7		7		29,1		5		52,2		7		44,3		
Sign. Behandl.				+		+		n.s		n.s		n.s		n.s		n.s		+	
DEHP		8.7.	1	12	n.s	75,1	n.s	9	n.s	37,6	+	-	-	70,1	n.s	6	n.s	59,4	n.s
			3	13		81,9		9		34,3		-	-	68,1		8		71,1	
Kontrolle			1	13		76,7		9		43,3		-	-	70,2		9		90,5	
			3	12	n.s	71,0	n.s	9	n.s	33,9	+	-	-	76,0	n.s	7	n.s	57,3	n.s
Sign. Behandl.					n.s		n.s		n.s		n.s		-		n.s		n.s		n.s

Tab. 4a und b: Entwicklung und Längenwachstum der Pflanzen aus den Versuchen II 1980 und 1981
M Meßreihen

Meßtermin das Längenwachstum und die Blattzahl der Erbsen und das Längenwachstum des Senfs gegenüber der Kontrolle geringer waren, beim letzten Termin dagegen kein Unterschied auftrat. Für die Ermittlung der letzten Daten konnte allerdings aus technischen Gründen nur die Hälfte der Messungen durchgeführt werden. Die Ergebnisse der beiden Versuche II 1980 und 1981 decken sich nicht, so daß eine durch DEHP hervorgerufene Hemmung des Längenwachstums und der Entwicklung der Pflanzen nicht ausreichend gesichert erscheint.

3.2.2. Trockensubstanzerträge

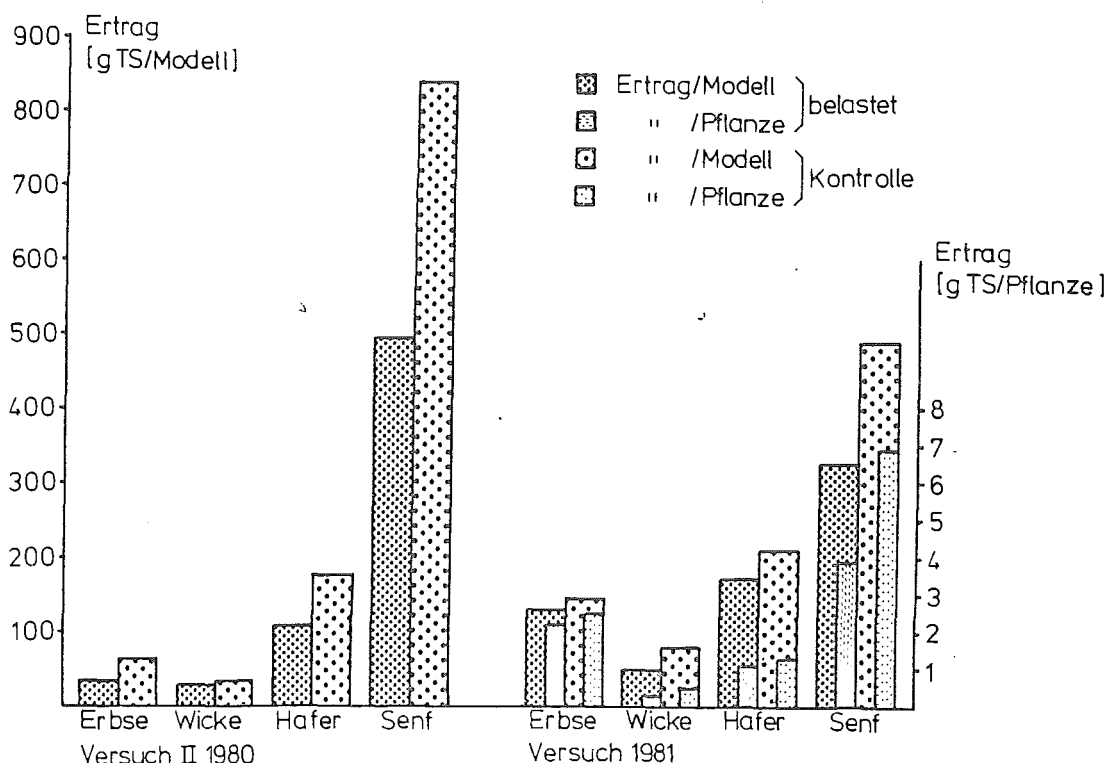


Abb. 3: Trockensubstanzerträge der Pflanzen aus den Versuchen II 1980 und 1981

In Abb. 3 sind die Trockensubstanzerträge der Pflanzen aus den Versuchen II 1980 und 1981 dargestellt. Die Behandlung der Modelle mit DEHP hatte in beiden Versuchen bei allen vier Pflanzenarten erniedrigte Erträge zur Folge. Für den Versuch 1981 liegt die Pflanzenanzahl pro Modell vor. Bezieht man den Ertrag jeweils auf die Anzahl der Pflanzen, so bleibt das o.g. Ergebnis bei Senf deutlich, bei Erbse, Wicke und Hafer in abgeschwächter Form erhalten. Daraus kann geschlossen werden, daß die Unterschiede in den Erträgen nicht allein auf unterschiedlichen Pflanzenzahlen beruhen.

Insgesamt liegen bei beiden Versuchen die Erträge des Senf am höchsten, gefolgt von Hafer, Erbse und Wicke. 1981 war der Senfertrag gegenüber II 1980 gesunken, während bei Erbse und Wicke eine Steigerung zu verzeichnen war. Vergleicht man die Ergebnisse mit den Aussaatmengen (s. Tab. 2), so zeigt

sich, daß bei geringerer Aussaatmenge der Senfertrag gesunken, der Haferertrag aber gleichgeblieben war. Erbse und Wicke wiesen bei gleichgebliebener Aussaatmenge eine höhere Substanzproduktion auf.

3.3. Wirkung von DEHP auf die Aktivität von Bodenmikroorganismen

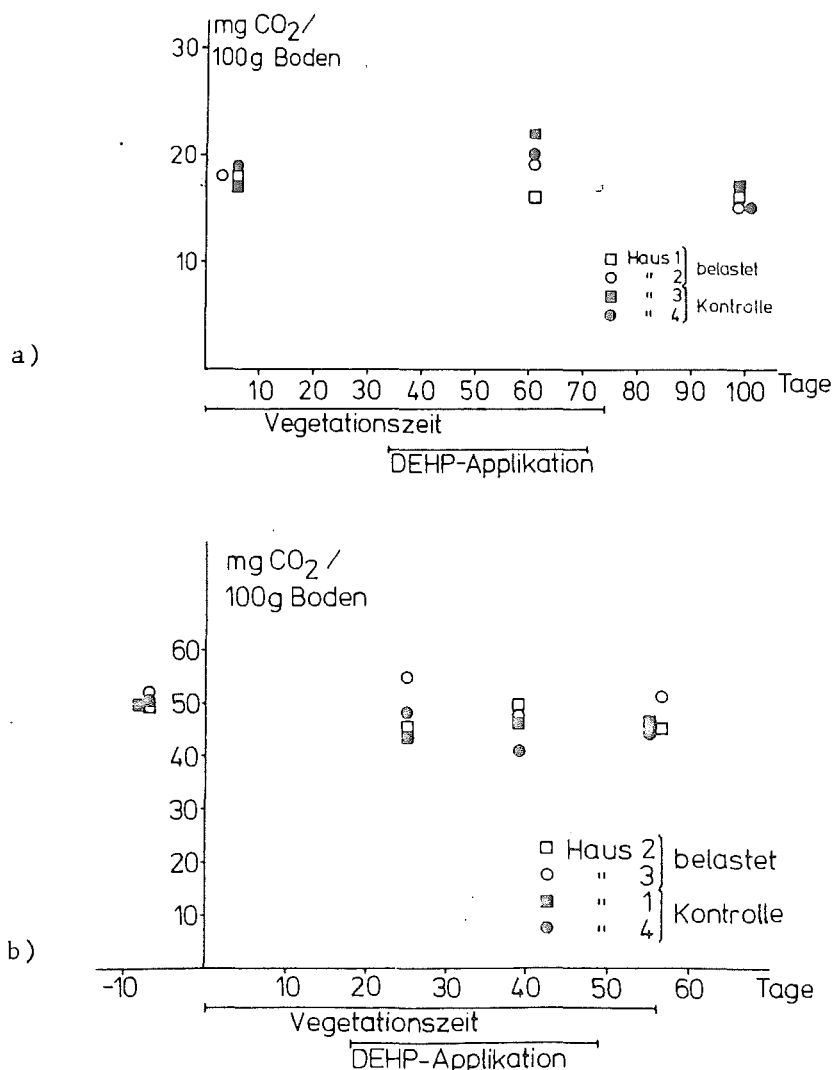


Abb. 4: CO₂-Abgabe von Bodenproben des Versuchs I 1980 und 1981

In den Abb. 4a und b ist die CO₂-Abgabe von Bodenproben des ersten und dritten Versuchs aufgetragen, die einen Hinweis auf die Aktivität der Bodenmikroorganismen geben sollten. In Versuch I 1980 hatte sich gegen Ende der DEHP-Applikation bei den Proben aus den behandelten Gewächshäuschen gegenüber den Kontrollproben ein leicht negativer Effekt gezeigt. Dieses Ergebnis ließ

sich im dritten Versuch nicht bestätigen. Wie aus Abb. 4b hervorgeht, waren weder im Verlauf des Versuches noch im Vergleich von behandelten zu unbehandelten Proben Unterschiede zu verzeichnen. Die höheren Werte des letzten Versuches rühren daher, daß hier jeweils die Summe aus 4 Titrationen angegeben ist (vergl. 2.3.)

3.4. Analysenergebnisse

3.4.1. DEHP-Verluste bei der Gefriertrocknung

Nach der Destillation DEHP-haltigen Wassers konnten im Destillat durchschnittlich 39,4% des zugesetzten Phthalsäureesters nachgewiesen werden, während der Rückstand noch 11,6% der Substanz enthielt. Dieses Ergebnis zeigt, daß es sich bei DEHP um eine wasserdampflösliche Substanz handelt.

Der darauffolgende DEHP-Verlust bei der Gefriertrocknung wurde durch Testtrocknungen überprüft, deren Ergebnisse in Abb. 5 aufgetragen sind. Die Verluste bei der Trocknung beliefen sich auf etwa 50% der zugesetzten Phthalatmenge. Aufgrund dieser Erkenntnisse mußte von der Gefriertrocknung der zur Rückstandsanalyse vorgesehenen Proben Abstand genommen werden.

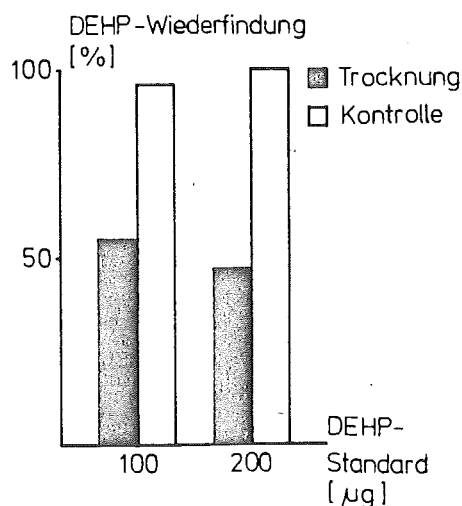


Abb. 5: DEHP-Verluste bei der Gefriertrocknung

3.4.2. DEHP-Gehalte in Bodenproben

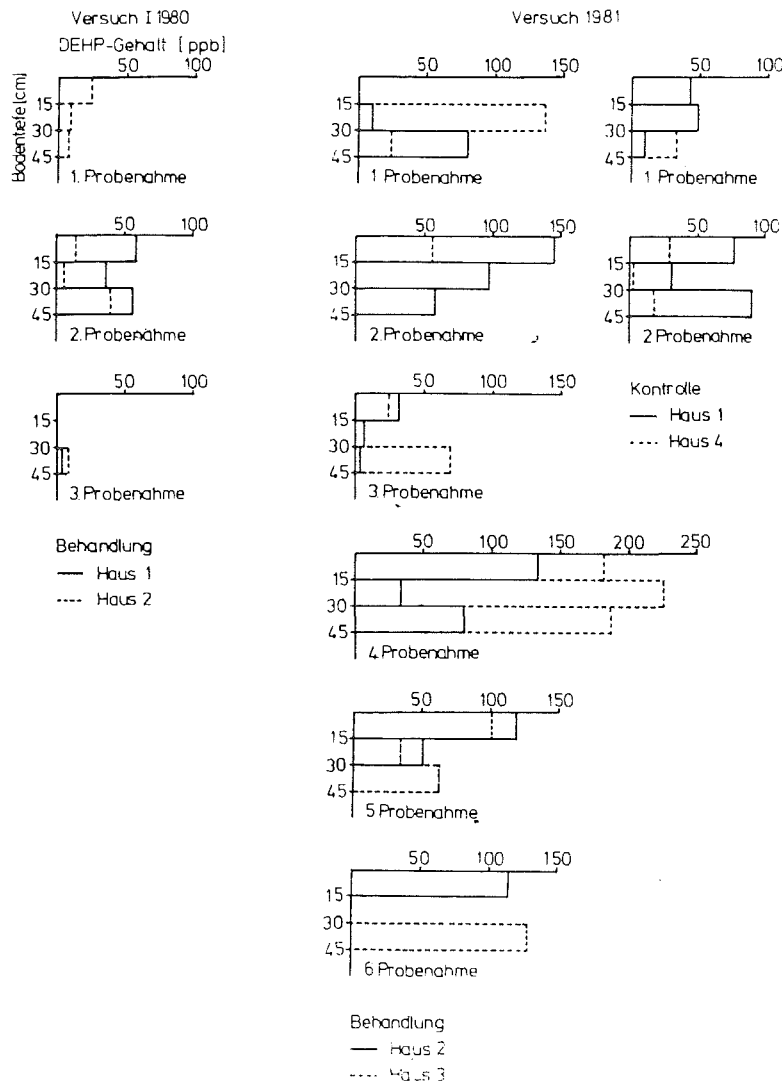


Abb. 6: DEHP-Gehalte in Bodenproben der Versuche I 1980 und 1981

Die Ergebnisse der Analysen von Bodenproben aus dem Versuch I 1980 und 1981 sind in Abb. 6 dargestellt. Daraus geht hervor, daß 1980 im Boden der belasteten Testkammern und 1981 im Boden aller Testkammern in allen Schichten DEHP mit wechselnden Konzentrationen gemessen wurde. In den Kontrollproben von 1980 war die Testchemikalie nicht nachgewiesen worden. Dabei beruhen die Daten von 1980 auf Untersuchungen von gefriergetrockneten Proben, während 1981 die Aufarbeitung von feuchten Proben erfolgte. Nachdem die Wasserdampf- flüchtigkeit von DEHP nachgewiesen werden konnte, ist davon auszugehen, daß

bei der Gefriertrocknung der Proben von 1980 Verluste aufgetreten sind (s. 2.4.1. und 3.4.1.). Daher müssen höhere als die gemessenen DEHP-Gehalte angenommen werden, bzw. es können zumindest geringe Konzentrationen vermutet werden, wenn die Testsubstanz z.B. beim 3. Probenahmetermin in den oberen Bodenschichten nicht gefunden werden konnte.

Aus diesen Gründen wurde eine aufwendigere Analyse von feuchtem Material für die Proben von 1981 notwendig. Hier traten stark streuende Blindwerte in der Größenordnung der Meßwerte auf, obwohl umfangreiche Maßnahmen zu deren Verminderung ergriffen worden waren (vergl. 2.4.2.). Zur Berechnung der DEHP-Gehalte wurde der jeweilige Tagesblindwert zugrunde gelegt. Die Daten der obersten Bodenschichten aus den belasteten Modellen vom ersten Probenahmetermin mußten eliminiert werden, da der zugehörige Blindwert mit Hilfe des Nachweises nach DOERFFEL (in: RENNER, 1970) als Ausreißer identifiziert worden war.

Die Tatsache, daß bis auf wenige Ausnahmen in allen Bodenschichten DEHP gefunden wurde, läßt vermuten, daß die Substanz mit dem Sickerwasser von der Bodenoberfläche in tiefere Schichten verlagert wird. Dieser Verlagerungsprozeß ist 6 Wochen nach Beendigung der DEHP-Applikation bei intensiver Wässerung offensichtlich noch nicht beendet, da zu diesem letzten Probenahmetermin der Phthalsäureester noch nachgewiesen werden konnte. Ein Grund hierfür kann in der schlechten Wasserlöslichkeit des DEHP von 0,9 ppm gesucht werden, die einen Weitertransport von nur kleinen Mengen der Substanz zuläßt.

3.4.3. DEHP-Gehalte in Wasserproben

In der Tab. 5 sind die Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen der Versuche I 1980 (einmalige Probenahme) und 1981 (Sammelperiode mit 6 Probenahmen) aufgeführt. Für die Ermittlung dieser Daten wurde anstelle eines Blindwertes ein Vergleichswert von Leitungswasser verwendet, da als Gießwasser für die Modellökosysteme Leitungswasser benutzt worden war, so daß der Unterschied zwischen Gieß- und Sickerwasser von Interesse ist.

Aus den Tabellen läßt sich entnehmen, daß bei beiden Versuchen in allen Wasserproben bis auf wenige Ausnahmen DEHP enthalten war. Bei Versuch 1981 wurden im Verlauf der Sickerwassersammelperiode DEHP in wechselnden Konzentrationen gemessen. Als Grund hierfür können schwankende Sickerwasserraten in

Versuch								
I 1980				1981				
Behandlung		Kontrolle			Behandlung		Kontrolle	
(Haus 1)	(Haus 2)	(Haus 3)	(Haus 4)		(Haus 2)	(Haus 3)	(Haus 1)	(Haus 4)
[ppb]								
				Probenahme				
45	21	0,9	1,1	1	n.n	3,3	2,2	5,4
				2	0,4	n.m	3,5	-
				3	2,0	0,9	1,4	-
				4	5,8	5,6	1,6	1,3
				5	1,5	0,7	0,2	0,1

Tab. 5: DEHP-Gehalte im Sickerwasser
n.n. nicht nachweisbar

Frage kommen, die eine mehr oder weniger starke Verdünnung hervorrufen.

- Die in den Kontrollproben gefundenen DEHP-Mengen liegen bei Versuch I 1980 deutlich unter denen der belasteten Häuser. Bei Versuch 1981 zeichnet sich die Tendenz ab, daß gegen Ende der Sammelperiode die Werte der Kontrollen gegenüber denen der Behandlungen abnehmen. Bis dahin könnte die Hauptmenge der Testsubstanz aus dem im Vorjahr behandelten Boden des Hauses 1 (vergl. 2.2.) ausgeschwemmt, bzw. das aus den Baumaterialien an das Wasser abgegebene DEHP bei Haus 4 mit dem ersten Sickerwasser abgeflossen sein.

3.4.4. DEHP-Gehalte in Pflanzen

Aus der Abb. 8 sind die Ergebnisse der Rückstandsanalysen von Pflanzen aus den Versuchen II 1980 und 1981 ersichtlich. Dabei stammte das zu untersuchende Material bei Versuch II 1980 aus dem hinteren Drittel der Testkammer gegenüber dem DEHP-Einlaß, nachdem die Kontrolle der DEHP-Niederschläge für diesen Bereich die gleichmäßigste Verteilung der Testsubstanz ergeben hatte (s. Abb. 2b). Die DEHP-Werte weisen große Streuungen auf, die darauf hindeuten, daß die Aufarbeitung der Pflanzensubstanz nach dem Verfahren I (s. 2.4.5.) nicht zu homogenen Proben führte.

Während bei Erbse und Wicke ganze Pflanzen analysiert worden waren, erfolg-

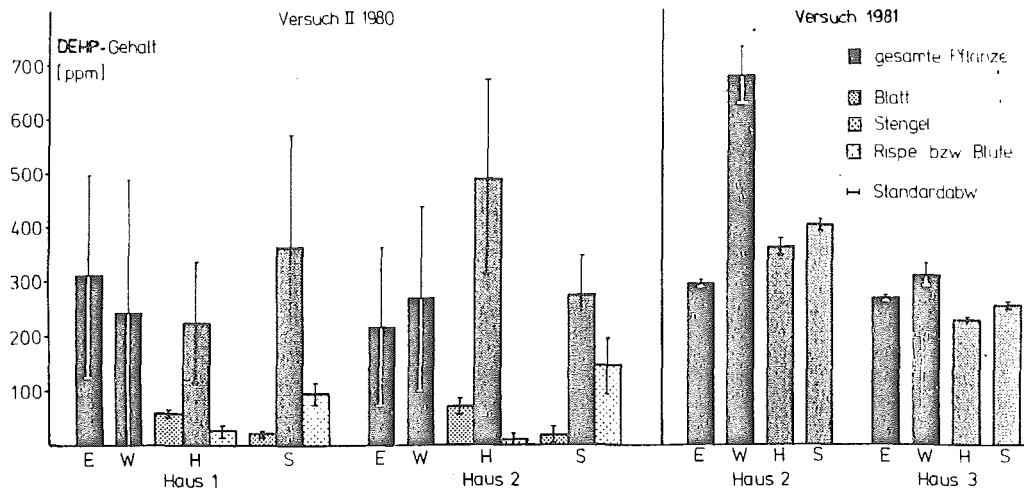


Abb. 7: DEHP-Gehalt in Pflanzenproben der Versuche II 1980 und 1981

E Erbse, W Wicke, H Hafer, S Senf

te bei Hafer und Senf eine Aufteilung in Stengel, Blätt und Rispe bzw. Blüte. Die Blätter, als die größte Fläche der Pflanzen, konnten gegenüber den restlichen Pflanzenorganen die größte Menge an DEHP aufnehmen. Ebenfalls durch die große Oberfläche der Senfblütenstände könnte der höhere DEHP-Gehalt gegenüber Haferrispen erklärt werden.

Für die Untersuchungen im Jahr 1981 wurden die Pflanzenproben aus der Mitte der Testkammern entnommen, nachdem bei diesem Versuch die DEHP-Applikation mit Hilfe einer Ringleitung erfolgt war (s. 2.1.2.). Es konnten von Hafer und Senf nur Blattproben analysiert werden. Wie aus Abb. 8 ersichtlich ist, konnte die Streuung der Analysenergebnisse durch die Anwendung des Verfahrens II der Pflanzenanalyse erheblich vermindert werden. Es zeigt sich auch eine gleichmäßige Verteilung der Testsubstanz auf die vier Pflanzenarten. Eine Ausnahme bildet die Wickenprobe aus dem Haus 2. Hier mußte die Probefläche wegen zu geringer Probenmenge ausgeweitet werden. Die DEHP-Gehalte des Versuchs 1981 liegen mit 200-400 ppm in der Größenordnung der Ergebnisse des Versuchs II 1980. Jedoch wurden die genannten Werte 1981 in kürzerer Zeit (s. 2.2.) mit höherer Dosis (s. 3.1.1.) erreicht.

3.4.5. DEHP-Gehalt in Regenwürmern

Zur DEHP-Rückstandsanalyse der tierischen Komponente des Modellökosystems wurden die Regenwürmer herangezogen, die nach dem Versuch 1981 mit Hilfe von

Formalin aus dem Boden ausgetrieben worden waren.

In diesen Tieren konnte kein DEHP nachgewiesen werden. Hierfür könnte die Beobachtung eine Erklärung bieten, daß die Wohnröhren der Würmer fast ausschließlich unter den Belüftungsröhren mündeten. Auf diese Weise waren die Tiere vor DEHP, das z.B. zusammen mit dem Gießwasser hätte eindringen können, geschützt.

4. Schlußbetrachtung

Ziel des Vorhabens war es, einen Versuchsaufbau zu entwickeln, mit dem es möglich ist, Hinweise über das Verhalten einer Chemikalie in der Umwelt zu bekommen. Das beschriebene Modell einer agrarischen Organismengemeinschaft wurde im Verlauf des Förderungszeitraums mehrfach verbessert. Mit der zuletzt benutzten Ausführung steht eine Versuchsanlage zur Verfügung, die dazu geeignet ist, ausgewählte Testsubstanzen kontrolliert zu applizieren und deren Verbleib im System zu erfassen. Während im Fall der hier geprüften Chemikalie nur geringe Wirkungen an der Organismengemeinschaft zu beobachten waren, kann davon ausgegangen werden, daß durch andere Substanzen deutliche Veränderungen hervorgerufen werden. Da sich das System in Funktion und Handhabbarkeit als durchaus brauchbar erwiesen hat, erscheint es sinnvoll, die Reaktion des entwickelten Modells auf andere Umweltchemikalien weiter zu testen. Die beobachtete geringe Empfindlichkeit der in diesem Modell eingesetzten Organismengemeinschaft gegenüber der Testchemikalie DEHP schließt Wirkungen bei einer anderen Gemeinschaft nicht aus. Es wäre jedoch die Aufgabe weiterer Tests, die spezifischen Reaktionen von verschiedenen Organismen und Organismengruppen auf die zu untersuchenden Substanzen zu prüfen.

Literatur

Cautreels, W., K. Van Cauvenberghe (1978): Experiments on the distribution of organic pollutants between airborne particulate matter and the corresponding gas phase. Atmos. Env. 12: 1133-1141.

Dixon, W. J., M. B. Brown (eds) (1977): BMDP-77.- Biomedical Computer Programs. p-series. University of California Press, Berkeley-Los Angeles-London.

- Giam, C.S. (1976): Trace analyses of phthalates (and chlorinated hydrocarbons) in marine samples. aus: Strategies Mar. Pollut. Monit.; ed Edward D. Goldberg (Interscience Publication), 61-75.
- Giam, C.S., H. S. Chan, G. S. Neff (1975): Rapid and inexpensive method for detection of polychlorinated biphenyls and phthalates in air. Anal. Chem. 47: 2319-2320.
- Giam, C. S., H. S. Chan, G. S. Neff, E. L. Atlas (1978): Phthalate ester plasticizer: a new class of marine pollutant. Science 199: 419-421.
- Isermeyer, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkde 56: 26.
- Klöpffer, W., E. Zietz, G. Rippen, W. Schönborn, R. Frische (1979): Merkblätter über Referenzchemikalien. Abschnitt Nr. 5, Diäthylhexylphthalat. Battelle-Institut e. V., Frankfurt am Main.
- Meinhardt, U. (1976): Dauerhafte Markierung von Regenwürmern durch ihre Lebendfärbung. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. (Braunschweig) 28: 84-86.
- Mori, S. (1976): Identification and determination of phthalate esters in river water by high-performance liquid chromatography. J. Chromatogr. 129: 53-60.
- Niklas, J. (1980): Zur Wirkung von Pestiziden, insbesondere von Benzimidazolen, auf Regenwürmer und andere Bodentiere in Obstanlagen. Diss. Univ. Hohenheim.
- Thomas, G. H. (1973): Quantitative determination and confirmation of identity of trace amounts of dialkyl phthalates in environmental samples. Environ. Health Perspect. 3: 23-28.

Bundesminister für Forschung und Technologie

Forschungsbericht (03 7216, 03 7264)

Eignung von Keimpflanzenmethoden als Biotestverfahren zur Ermittlung der Schadstoffbelastung von Böden.

von

Dr. B. Deller

Bayerische Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft der Technischen Universität München in Weihenstephan

Institutsleiter:

Prof. Dr. Dr. habil. K. Ranfft

August 1982

Zusammenfassung

In mehreren Versuchsreihen auf unterschiedlichen, zuvor meist unterschiedlich stark mit Schwermetallen, Pestiziden, Test- und Referenzchemikalien belasteten Böden wurden Keimpflanzenversuche, hauptsächlich mit Sommergerste und Kopfsalat, angelegt (insgesamt 1788 Versuchsansätze). Durch Beobachtung der Keimpflanzen während der Standzeit der Versuche (durchweg 3 Wochen) bzw. die Feststellung der Masse ihres Aufwuchses bei Aberntung wurde versucht, die Phytotoxizität der eingesetzten Stoffe in den verschiedenen Böden bzw. die Empfindlichkeit der Versuchspflanzen zu erfassen. Aus den ermittelten Gehalten an Testsubstanzen im Keimpflanzenaufwuchs ergaben sich Hinweise, in welchem Ausmaß Stoff-, Boden-, Konzentrations- und Zeit-spezifische Einflüsse die Aufnehmbarkeit und ebenso die Extrahierbarkeit dieser Substanzen beeinflussen.

Summary

In a series of pot experiments, most of them with seedlings of spring barley and lettuce, soils of very different properties were contaminated with heavy metals, pesticides, and reference chemicals in different amounts. Visible damages during the growth period of 21 days and the produced fresh and dry matter of the plants were used to estimate the phytotoxicity of the chemicals, respectively the sensitivity of the plant species, tested. In most cases the contents of the chemicals in the plant shoots were analyzed to get some informations about the influence of soil properties, concentrations applied, and time of contact with the soils, on the uptake by plants and the extractability by commonly used extractants.

1. Einleitung

Das im Februar 1979 begonnene und Ende Juni 1981 ausgelaufene Forschungsvorhaben befaßte sich mit der Möglichkeit des Einsatzes höherer Pflanzen im Keimpflanzenversuch zur Erkennung Schadstoff-belasteter Böden.

Konzipiert wurden solcherart Keimpflanzenversuche ursprünglich zur Ermittlung der Düngerbedürftigkeit von Böden. Sie werden derzeit jedoch häufig auch zum Nachweis pflanzenschädigender Stoffe in Böden und Pflanzensubstraten empfohlen, obwohl über Spezifität und Empfindlichkeit dieser Verfahren bislang nur wenige Informationen vorliegen. Die nachfolgend beschriebenen Keimpflanzenversuche befaßten sich daher mit der Aufnehmbarkeit und Wirksamkeit potentiell pflanzenschädigender Stoffe (Schwermetalle, Pestizide, Test- und Referenzchemikalien) in Abhängigkeit von deren Konzentration in Böden. Dabei sollte vor allem die Abhängigkeit von verschiedenen Bodeneigenschaften, jedoch auch die von der Dauer des Schadstoffkontaktes mit dem Boden verfolgt werden. Begleitet wurden diese Arbeiten von Untersuchungen zur Frage der Extrahierbarkeit der den Böden zugesetzten Schadstoffe mit Extraktionsmitteln, die in der Bodenuntersuchung bzw. Rückstandsanalytik derzeit üblich sind bzw., deren Einsatz diskutiert wird.

Dieser Abschlußbericht soll vor allem über die Ergebnisse dieser Arbeiten berichten. Einzelheiten der Versuchsanstellung und der angewandten Untersuchungsverfahren werden daher im Folgenden nur dann erwähnt, wenn sie zum Verständnis dieser Ergebnisse notwendig sind. Detailliertere Informationen werden auf Anfrage gerne weitergegeben bzw. können künftigen Veröffentlichungen entnommen werden.

2. Keimpflanzenversuche mit künstlich belasteten Böden

2.1. Versuchsböden

Wie erwähnt, bestand ein Hauptziel der Untersuchungen darin, zu zeigen, in welchem Ausmaß Bodeneigenschaften die Aufnahme und Wirkung der eingesetzten Chemikalien im Keimpflanzenversuch beeinflussen. Ein Großteil dieser Versuche wurde daher mit sechs sehr unterschiedlichen Böden mit Modellcharakter durchgeführt. Diese Testböden wurden zunächst mit den zu prüfenden Chemikalien künstlich belastet und sofort bzw. nach halbjähriger Lagerung bepflanzt. Einige wichtige Eigenschaften der hierfür eingesetzten Böden sind in Tabelle 1 zu finden.

Tabelle 1: Eigenschaften der verwendeten Testböden

Boden Nr.	1	2	3	4	5	6
pH CaCl_2	4,9	5,4	6,8	6,6	5,1	7,8
Ton < 2 μm (%)	15	27	10	18	7	25
Ges. C (%)	2,02	1,14	1,23	1,15	7,99	3,85
Ges. N (%)	0,22	0,14	0,14	0,14	0,83	0,48
Carbonate nach Scheibler (% CaCO_3)	< 0,1	< 0,1	4,9	0,4	1,3	37,8
Kationenaustausch- kapazität nach Mehlich (mVal/100 g)	10,6	13,8	9,3	9,3	38,7	28,3

2.2. Versuchsauswertung

Die Schadwirkung der eingesetzten Chemikalien wurde während der Laufzeit der Versuche einerseits an Hand makroskopisch sichtbarer Schadsymptome, andererseits an Hand der Zahl aufgelaufener Pflanzen (zur Erfassung von Keimschäden) bzw. der Massebildung des Keimpflanzenaufwuchses verfolgt. Erstere führen bekanntlich bestenfalls zu semiquantitativer Einstufung der Schad-

wirkung, die sich statistisch kaum auswerten läßt. Wegen dieses Nachteils sowie der Tatsache, daß in den Versuchen häufig eine Wachstumsminderung festgestellt wurde, ohne daß die Pflanzen sonstige auffällige Symptome zeigten, werden im Folgenden Schädigungen der Keimpflanzen nur von der Masse des Aufwuchses, anfänglich auch von der Zahl der aufgelaufenen Pflanzen abgeleitet.

Die statistische Sicherung des Auftretens von Pflanzenschäden erfolgte mit Hilfe des t-Tests. Hierzu ist zu bemerken, daß bei der Konzeption der Keimpflanzenversuche einer möglichst großen Zahl von Versuchsvarianten ohne Wiederholungen der Vorzug gegeben worden war vor einer geringeren Variantenzahl mit der üblichen Zahl von Wiederholungen. Dies schloß zunächst eine statistische Verrechnung der Versuchsdaten aus. Es stellte sich dann allerdings heraus, daß die niedrigsten Steigerungsstufen in den meisten Versuchen zwar schon zu mehr oder weniger deutlicher Anreicherung der jeweils geprüften Stoffe im Aufwuchs führten, offensichtlich jedoch nur zufallsbedingte Streuungen der Schädigungsmerkmale zur Folge hatten. Damit konnten diese Steigerungsstufen als Wiederholungen der Blindansätze gelten, aus denen sich mittels t-Test ein Konfidenzintervall errechnen ließ. Als geschädigt wurden demgegenüber die Ansätze angesehen, die aus diesem Konfidenzintervall herausfielen. In einigen Fällen ergaben sich allerdings bereits mit den niedrigsten Steigerungsstufen zunehmend größere Abweichungen vom Blindansatz, so daß die übliche statistische Berechnung der Schadwirkung nicht möglich war. Hier wurden die zeitlich aufeinander folgenden Blindansätze (die bei den jeweiligen Schadstoffen wiederholt wurden) und deren Streuung zur Berechnung der Schadwirkung der betreffenden Testsubstanzen herangezogen. Diese Fälle sind in den Tabellen mit * gekennzeichnet.

2.3. Sommergerste (*Hordeum distichon* L.) im Keimpflanzenversuch mit künstlich belasteten Böden

2.3.1. Aufnahme und Wirkung von Schwermetallen

Den in Tabelle 1 gekennzeichneten Versuchsböden wurden die

Schwermetalle Cd, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn als Acetate in wässriger Lösung zugesetzt. Die Abstufung der Zumischung ist aus Tabelle 2 ersichtlich.

Tabelle 2: Belastung der Böden mit verschiedenen Schwermetallen (mg/kg) vor Bepflanzung mit Sommergerste

Cd:	0 - 25 - 50 - 100 - 250
Cu:	0 - 50 - 100 - 250 - 500
Hg:	0 - 0,5 - 2,5 - 12,5 - 50
Ni:	0 - 50 - 100 - 250 - 500
Pb:	0 - 250 - 500 - 2000 - 5000
Zn:	0 - 100 - 200 - 500 - 1000

Die unmittelbar nach Zumischung der Schwermetalle (1. Versuchsreihe) bzw. nach halbjähriger Zwischenlagerung der Böden (2. Versuchsreihe) in Neubauerschalen angesäte Sommergerste wurde nach einer Standzeit von 3 Wochen abgeerntet, die Zahl der aufgelaufenen Pflanzen ermittelt und die Frisch- und Trockenmasse des Aufwuchses sowie dessen Gehalt an Schwermetallen bestimmt.

2.3.1.1 Aufnahme der Schwermetalle

Die Schwermetallaufnahme der Keimpflanzen in Abhängigkeit vom Schwermetallzusatz und den bepflanzten Böden wird in nachfolgender Tabelle 3 an Hand des (über alle Belastungsstufen gemittelten) Anreicherungsquotienten, k_A , dargestellt. Definition von k_A :

$$k_A = \frac{\Delta c_E(\text{Pflanze})}{\Delta c_E(\text{Boden})} ; \text{ dabei sind:}$$

$\Delta c_E(\text{Pflanze})$: Konzentration des betreffenden Elements in den Pflanzen eines bestimmten Ansatzes abzüglich der Konzentration im Blindansatz;

$\Delta c_E(\text{Boden})$: Zusatzbelastung des Bodens auf Grund der dem betreffenden Ansatz zugesetzten Schwermetallmenge.

Tabelle 3: Schwermetallanreicherung in Gerstenkeimpflanzen auf den verwendeten Böden, dargestellt an Hand der mittleren Anreicherungsquotienten, k_A .

I. Bepflanzung unmittelbar nach Zumischung der Schwermetalle

Schwer- metall	Boden Nummer						\bar{x}	$\frac{s}{\bar{x}}$
	1	2	3	4	5	6		
Cd	0,70	0,61	0,53	0,48	0,39	0,43	0,52	0,22
Cu	0,16	0,09	0,13	0,08	0,09	0,09	0,11	0,29
Ni	0,54	0,21	0,18	0,11	0,11	0,07	0,20	0,85
Pb	0,043	0,037	0,024	0,024	0,016	0,020	0,027	0,38
Zn	1,38	0,85	0,53	0,43	0,52	0,10	0,64	0,69
<hr/>								
\bar{x}	0,56	0,36	0,28	0,22	0,23	0,14	0,30	-
$\frac{s}{\bar{x}}$	0,94	0,99	0,85	0,95	0,97	1,02	-	-

II. Bepflanzung nach sechsmonatiger Lagerung der belasteten Böden

Schwer- metall	Boden Nummer						\bar{x}	$\frac{s}{\bar{x}}$
	1	2	3	4	5	6		
Cd	0,95	0,73	0,48	0,41	0,51	0,53	0,60	0,33
Cu	0,12	0,04	0,08	0,07	0,12	0,06	0,08	0,36
Ni	0,39	0,18	0,04	0,02	0,08	0,03	0,12	1,16
Pb	0,026	0,022	0,026	0,015	0,018	0,015	0,020	0,25
Zn	0,86	0,60	0,33	0,38	0,33	0,13	0,30	0,58
<hr/>								
\bar{x}	0,47	0,31	0,19	0,18	0,21	0,15	0,22	-
$\frac{s}{\bar{x}}$	0,72	1,05	1,06	1,11	0,96	1,40	-	-

Aus den Daten der Tabelle 3 lassen sich folgende Aussagen ableiten:

1. Durch die halbjährige Lagerung der Böden geht die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle Cu, Ni, Pb und Zn zurück und zwar im Mittel aller Böden und Belastungsstufen um ca. 35 % des Ausgangswertes, allerdings mit z. T. erheblichen boden-, element- (und konzentrations-) bedingten Abweichungen. Im Gegensatz dazu nimmt die Verfügbarkeit von Cd lagerungsbedingt nur auf den Böden Nr. 3 und 4 ab, ansonsten im Mittel um 27 % zu.
2. Die relative Aufnehmbarkeit der Elemente ist zunächst unter Berücksichtigung aller Böden in der Reihenfolge $Zn > Cd \gg Ni > Cu \gg Pb$ gegeben. Nach Lagerung der Böden ergibt sich die Reihenfolge $Cd \gg Zn > Ni > Cu \gg Pb$. Auch die relative Aufnehmbarkeit ist jedoch boden- (und konzentrations-)abhängig.
3. Die Bedeutung des Bodeneinflusses auf die Aufnehmbarkeit der Schwermetalle läßt sich aus der relativen Standardabweichung ($\frac{s}{\bar{x}}$) der mittleren k_A -Werte der Elemente ansehen. Unmittelbar nach Zumischung nimmt diese in der Reihenfolge $Ni > Zn \gg Pb > Cu > Cd$ ab, während sich nach halbjähriger Lagerung der Böden die Reihenfolge $Ni \gg Zn > Cu > Cd > Pb$ ergibt. Diese andere Reihenfolge ist dadurch bedingt, daß der Einfluß des Bodens auf die Aufnahme der Elemente Cd, Cu und Ni größer, auf die der Elemente Pb und Zn kleiner geworden ist.

Diese Feststellungen sind an sich nur voll gültig für lineare Beziehungen zwischen Zumischung und Aufnahme der Schwermetalle. Diese bestand jedoch annähernd nur für die Elemente Zn und Ni. Für Cu und Cd war diese Beziehung unterproportional ansteigend, für Pb S-förmig, d. h. zunächst über-, dann unterproportional ansteigend. Für unterproportional ansteigende Dosis-Gehaltsbeziehungen gilt jedoch, daß die relative Verfügbarkeit des betreffenden Schwermetalls mit Erniedrigung der Applikationsdosis ansteigt. Dies trifft z. B. für Cd zu. Die Boden- und Elementspezifischen Einflüsse auf die Schwermetallaufnahme aus dem Boden waren also nicht konstant, sondern konzentrationsabhängig, so daß in Einzelfällen größere Abweichungen von den in Tabelle 3 aufgeführten Mittelwerten auftraten.

Diese Tatsache drückt sich auch in den Ergebnissen der mit dem vorhandenen Datenmaterial durchgeführten Korrelations- und Regressionsrechnungen aus. Ziel war dabei, die Zunahme der Schwermetalle im Pflanzenaufwuchs nach halbjähriger Bodenlagerung (Y) durch die Zulage und eine Reihe von Bodeneigenschaften (X_i) zu erklären. Es errechneten sich folgende Gleichungen:

$$\text{Cd: } y = 12,6 + 0,036 x_1 x_{14} + 11,12 \log x_1 - 0,83 x_6 \\ + 0,003 x_1 x_7 - 0,13 x_1 x_8;$$

mult. Bestimmtheitsmaß: 96 %;

$$\text{Cu: } y = -4,6 + 1,218 x_1 - 0,001 x_1 x_5 - 0,24 x_5 + 6,9 x_3 \\ - 0,08 x_9;$$

mult. Bestimmtheitsmaß: 96 %;

$$\text{Ni: } y = -5,1 + 0,056 x_1 x_{14} - 0,09 x_1 x_6 + 0,014 x_1 x_{10};$$

mult. Bestimmtheitsmaß: 97 %;

$$\text{Pb: } y = -3,2 + 0,04 x_1 - 0,00003 x_1^3 - 0,0004 x_1 x_7 - 0,0008 \\ x_1 x_{14};$$

mult. Bestimmtheitsmaß: 91 %;

$$\text{Zn: } y = 10,46 + 0,31 x_1 - 0,45 x_1 x_8 + 0,046 x_1 x_{14};$$

mult. Bestimmtheitsmaß: 98 %.

Bedeutung der eingelesenen Variablen:

x_1 : Schwermetallzulage (mg/kg Boden);

x_3 : Trockenmasse des Aufwuchses (g/Gefäß);

x_5 - x_{14} : Bodeneigenschaften:

x_5 : Tongehalt (%);

x_6 : C_t (%);

x_7 : Carbonatgehalt (%);

x_8 : N_t (%);

x_9 : KAK (mval/100 g);

x_{10} : Summe der austausch-

x_{14} : H^+ -Aktivität = 10^{-pH}

baren Basen (mval/100 g);

($\mu\text{mol/l}$).

2.3.1.2 Schädigung

Die Fälle, in denen durch Verminderung der Trockenmasse des Aufwuchses bzw. Rückgang der Zahl aufgelaufener Pflanzen eine Pflanzenschädigung sichtbar wurde, sind aus Tabelle 4 zu ersehen.

Tabelle 4: Durch Schwermetallbelastung bewirkte signifikante ($P \geq 95 \%$) Verminderung der Trockenmasse des Gerstenaufwuchses/Schale. Angegeben ist die niedrigste Konzentration mit statistisch erkennbarer Wirkung, die Zahl darunter zeigt die dabei erfolgte Minderung gegenüber dem Durchschnitt der als nicht beeinflusst anzusehenden Versuchsansätze.

I. Bepflanzung unmittelbar nach Zumischung der Schwermetalle

Schwermetall	Boden Nummer					
	1	2	3	4	5	6
Cd	-	250 -13 %	-	250 -21 %	-	25* -13 %
Cu	500 -21 %	500 -7 %	-	-	-	-
Hg	50 -8 %	-	50 -15 %	12,5 -7 %	-	50 -15 %
Ni	250* -16 %	500* -11 %	-	-	500* -53 %	-
Pb	5000 -89%	5000 -91%	-	-	5000 -33%	-
Zn	500 -63 %	1000 -50%	-	-	-	1000 19 %

II. Bepflanzung nach sechsmonatiger Lagerung der belasteten Böden

Schwer- metall	Boden Nummer					
	1	2	3	4	5	6
Cd	250 -16 %	250 -12 %	-	250 -16 %	-	250 -11 %
Cu	-	-	-	-	-	-
Hg	-	-	-	-	-	-
Ni	250 -13 %	500 -12 %	-	500 -9 %	-	-
Pb	-	-	5000 -10 %	5000 -13 %	-	2000 -7 %
Zn	-	-	-	-	-	-

Wurden die Böden unmittelbar nach Zumischung bepflanzt, dann beeinträchtigten offensichtlich alle Elemente im höheren Anwendungsbereich das Pflanzenwachstum. Keines dieser Elemente führte jedoch zu Schäden auf allen, sondern meist nur auf den sauren Böden 1 und 2 (50 % der insgesamt beobachteten Fälle).

Die zu einer Einstufung als Schädigung notwendige Trockenmasse-reduktion lag bei 33 % gegenüber den Blindansätzen und damit für Gefäßversuche außergewöhnlich hoch. Ursache dafür sind wohl einerseits die relativ hohen Konzentrationsunterschiede zwischen den einzelnen Belastungsstufen, andererseits die Tatsache, daß die Versuche ohne echte Parallelen durchgeführt wurden, so daß die für den t-Test zugrundegelegte Zahl der Freiheitsgrade relativ niedrig war. Trotzdem ergibt sich aus diesen Versuchen, daß Sommergerste im Keimpflanzenversuch offensichtlich Schwermetall-tolerant ist. Dies zeigte sich vor allem auch nach Zwischenlagerung der Böden. Als deren Folge verursachten innerhalb

des geprüften Konzentrationsbereiches nur noch drei der sechs eingesetzten Schwermetalle eine Schädigung, nämlich Cd, Ni und Pb.

Die eingekreisten Werte in Tabelle 4 geben die Fälle an, in denen durch die Beobachtung des Merkmals "Zahl der aufgelaufenen Pflanzen pro Schale" entweder eine niedrigere Elementkonzentration als schädigend eingestuft oder bei gleicher Elementkonzentration eine höhere Schädigung festgestellt worden wäre. Die geringe Zahl dieser Fälle zeigt, daß im allgemeinen eine geringere Pflanzenzahl infolge Keimhinderung nicht durch vermehrtes Wachstum der Einzelpflanzen ausgeglichen wird, bzw., daß zusätzlich zur Keimschädigung auch eine Wachstumsminde- rung eintritt, so daß auf die Feststellung der Zahl aufgelaufener Pflanzen als weiteres Schädigungsmerkmal im allgemeinen verzichtet werden kann.

2.3.2. Aufnahme und Wirkung von Pestiziden

Ähnlich wie die Ansätze mit Schwermetallen wurden auch die nach Tabelle 5 mit Pestiziden belasteten Böden unmittelbar (1. Versuchsreihe) bzw. nach sechsmonatiger Zwischenlagerung (im feuchten Zustand) bepflanzt (2. Versuchsreihe).

Tabelle 5: Im Keimpflanzenversuch verwendete Pestizid-Wirkstoffe und deren Zulagekonzentration (mg/kg Boden)

Amitrol:	0	-	0,1	-	0,5	-	2,5	-	10,0
Atrazin:	0	-	0,5	-	1,0	-	2,0	-	5,0
Benomyl:	0	-	0,1	-	0,5	-	2,5	-	12,5
2,4-D:	0	-	1,6	-	6,6	-	16,6	-	41,6
HCB:	0	-	5	-	25	-	50	-	100
Linuron:	0	-	0,5	-	2,0	-	5,0	-	12,5

2.3.2.1. Aufnahme und Verbleib der Wirkstoffe

Die wichtigsten Ergebnisse der Keimpflanzenversuche bezüglich Aufnahme und Verbleib der o. g. Wirkstoffe werden nachfolgend summarisch aufgeführt.

1. Amitrol

Hier konnten die geplanten Untersuchungen an Pflanzen und Böden nicht durchgeführt werden, da keine praktikable Bestimmungsmethode zur Verfügung stand.

2. Atrazin

Generell wurde dieser Wirkstoff in den Pflanzen gegenüber dem Boden angereichert, im Mittel etwa um den Faktor 8. Die Dosis-Gehalts-Beziehung war unterproportional ansteigend, der Wirkstoff wurde also in niedrigerer Konzentration relativ besser aufgenommen als in höherer. Die mit Äther extrahierbaren Wirkstoffmengen lagen nach Zwischenlagerung der Böden je nach Boden und Belastung um 30 bis 95 % niedriger als zugemischt wurden. Der dann noch vorhandene Wirkstoffrest wurde allerdings ähnlich gut von den Pflanzen aufgenommen wie unmittelbar nach Zumischung.

Der Einfluß des Bodens auf die Wirkstoffaufnahme sank mit steigender Belastung und war in der 2. größer als in der 1. Versuchsreihe. Im Mittel aller Belastungsstufen ergaben sich Unterschiede zwischen den einzelnen Böden um den Faktor 2,4 (1.) bzw. 5,9 (2.).

Als Folge von Fixierungsvorgängen bzw. biologischem Abbau erreichte die Pflanzenaufnahme aus den zwischengelagerten Böden nur ca. 20 % des ursprünglichen Wertes. Für die Zulagen bis 2,0 mg/kg errechnete sich eine signifikante negative Beziehung zwischen der Pflanzenaufnahme im 1. Ansatz und dem C_t -Gehalt der Böden.

3. Benomyl

Benomyl war nur in sechs von 30 Aufwuchspartien der 1. Versuchsreihe, in der 2. überhaupt nicht, bestimmbar. Die wenigen Meßwerte zeigen, daß die Konzentration des Wirkstoffs im Aufwuchs allenfalls so hoch wie im Boden ist, daß dieser von den Pflanzen also nicht angereichert wird.

Nach sechsmonatiger Lagerung waren lediglich die aus den sauren Böden 1, 2 und 5 extrahierten Wirkstoffmengen noch meßbar. Sie schwankten Boden- und Konzentrations-abhängig zwischen < 1 und 57 % der ursprünglichen Zulage.

4. 2,4-D

2,4-D war nur in zwölf von 30 Aufwuchspartien der 1. und in keiner der 2. Versuchsreihe bestimmbar. Von den zwölf Meßwerten des 1. Aufwuchses stammten elf von sauren Böden (Nr. 1, 2, 5). 2,4-D wurde danach in Böden mit niedrigem pH-Wert und gleichzeitig niedrigem Gehalt an organischer Substanz mit steigender Zulage relativ besser, in solchen mit höherem Gehalt an organischer Substanz mit steigender Belastung relativ schlechter aufgenommen. Maximal erreichten die Gehalte in den Pflanzen ca. 35 % der Konzentration im Boden. Nach halbjähriger Lagerung waren maximal ca. 4 % der ursprünglich zugemischten Wirkstoffmengen noch extrahierbar. Ähnlich wie die Pflanzenaufnahme war auch die Wiederfindungsrate nach Zwischenlagerung in den sauren Böden höher als in den neutralen und schwach sauren und stieg mit zunehmender Belastung an, während sie dort im allgemeinen niedriger lag und mit steigendem Belastungsgrad absank.

5. HCB:

Die HCB-Konzentration im Keimpflanzenaufwuchs lag in der 1. Versuchsreihe zwischen < 1 und 24 %, in der 2. zwischen < 1 und 16 % der Zulage-bedingten Bodenkonzentrationen. Dabei hatten niedrige Belastungen in der Regel bessere relative Aufnahmen zur Folge als höhere. Der Rückgang der Pflanzengehalte im 2. Aufwuchs war offensichtlich bedingt durch die zwischenzeitlich erfolgte Abnahme der Bodengehalte (extrahierbar waren vor der 2. Bepflanzung ca. 40 - 50 % der zugemischten Menge), während deren Verfügbarkeit ähnlich hoch wie in der 1. Versuchsreihe war.

Die Bodeneinflüsse bewirkten im Mittel eine Variation der Gehalte in den Pflanzen des 1. und 2. Aufwuchses um den Faktor 10, während die Wirkstoffabnahme nach Zwischenlagerung in allen Böden ähnlich groß war.

Die HCB-Aufnahme der Pflanzen war in der 1. Versuchsreihe bei Zulagen von 25 und 50 mg/kg Boden negativ korreliert mit dem C_t -Gehalt der Böden ($r = -0,75$ bzw. $-0,86$).

6. Linuron

Die Linuron-Gehalte der Pflanzen in der 1. Versuchsreihe lagen teils niedriger (bis um mehr als die Hälfte), teils erheblich höher (bis um mehr als das Siebenfache) als die zugehörigen Zulage-abhängigen Linurongehalte der Böden. Bis zur Zulage von 5 mg/kg Wirkstoff ergab sich eine überproportional ansteigende Dosis-Gehalts-Beziehung. Oberhalb dieses Wertes war dagegen keine deutliche Zunahme der relativen Verfügbarkeit des Wirkstoffes mehr zu verzeichnen.

Nach halbjähriger Lagerung waren nur noch < 0,5 % (schwach saure und neutrale Böden) bis 2,5 % der den Böden zuge-setzten Linuron-Mengen vorhanden. Diese Restgehalte waren zudem im Mittel um den Faktor 3,5 schlechter verfügbar als unmittelbar nach Zumischung, so daß hier meist weniger als 1 % der pflanzlichen Linurongehalte der 1. Versuchsreihe er-mittelt wurden. Die sich andeutende positive Beziehung zwis-chen dem Bodengehalt vor erneuter Bepflanzung und dem pH-Wert der Böden war statistisch nicht abzusichern.

Die Bodeneigenschaften bewirkten im Mittel aller Belastungs-stufen eine Streuung der Pflanzengehalte um den Faktor 10 (1. Versuchsreihe) bzw. 25 - 30 (2. Versuchsreihe). Eine der Hauptursachen für diesen Effekt war wahrscheinlich der C_t -Gehalt der Böden. Zwischen diesem und den Pflanzengehalten des 1. Ansatzes ergaben sich negative Korrelationen, die je-doch nicht für alle Belastungsstufen zu sichern und bei niedriger Zulage (0,5 mg/kg) auch nicht deutlich erkennbar waren.

2.3.2.2 Schadwirkung

Die Fälle, in denen die Trockenmasseeinbußen des Gerstenauf-wuchses eine wahrscheinliche Pflanzenschädigung in der 1. Ver-suchsreihe anzeigten, sind aus Tabelle 5 zu ersehen.

Tabelle 5: Durch Pestizidbelastung bewirkte signifikante ($P > 95 \%$) Verminderung der Trockenmasse des Gerstenaufwuchses/Schale im 1. Ansatz. Angegeben ist jeweils die niedrigste Konzentration mit statistisch erkennbarer Wirkung. Die Zahl darunter zeigt die dabei erfolgte Minderung gegenüber dem Durchschnitt der als nicht beeinflusst anzusehenden Versuchsansätze.

Wirkstoff	Boden Nummer					
	1	2	3	4	5	6
Amitrol	2,5 -35 %	10 -34 %	2,5 -12 %	2,5 -26 %	-	2,5 -28 %
Atrazin	1,0 -13 %	2,0 -16 %	5,0 -16 %	-	5,0 -20 %	2,0 -17 %
Benomyl	12,5 -100 %	0,5 -14 %	12,5 -100 %	12,5 -100 %	12,5 -95 %	12,5 -54 %
2,4-D	6,7* -24 %	6,7* -39 %	41,7 -22 %	16,7 -14 %	-	-
HCB	-	-	100 -20 %	-	-	25 -3 %
Linuron	5 -6 %	5 -10 %	5 -11 %	5 -15 %	-	2,5 -8 %

Unmittelbar nach Zumischung beeinträchtigte offensichtlich jeder der eingesetzten Wirkstoffe - zumindest im höheren Konzentrationsbereich - das Pflanzenwachstum. Mit Ausnahme von Benomyl schädigte jedoch keiner der Wirkstoffe die Pflanzen auf allen Böden, wenn auch eine so starke Abhängigkeit der Schadwirkung vom pH-Wert, wie dies bei den Schwermetallen der Fall war, nicht festgestellt werden konnte. Die geringste Anzahl von Schädigungen der Pflanzen ergab sich auf dem Boden Nr. 5 mit hohem Gehalt an organischer Substanz und saurer Reaktion.

Die für eine Einstufung als Schädigung notwendige Trockenmassereduktion lag im Mittel bei 32 % und damit gleich hoch wie bei den Ansätzen mit Schwermetallzumischung. Die Gründe für diese relativ hohe "Schadensschwelle" dürften die gleichen sein wie dort angeführt, nämlich weite Konzentrationsabstufungen und fehlende Mehrfachansätze.

Im 2. Ansatz wurde an Hand des verwendeten Prüfverfahrens in 9 von 36 Ansätzen noch eine Verminderung der Trockenmasse gegenüber den Blindansätzen angezeigt. Diese Verminderung lag zumeist bei unter 10 %. Die zugehörigen Wirkstoffgehalte in den Pflanzen lagen weit unter denen, die im 1. Ansatz zu einer signifikanten Reduktion der Trockenmasse geführt hatten. Die Erniedrigung der Trockenmasse war außerdem nur in seltenen Fällen mit höheren Wirkstoffgehalten gegenüber den nicht beeinflussten Ansätzen verbunden, so daß diese Trockenmassereduktion kaum als Wirkstoff-spezifisch angesehen werden kann.

2.3.3. Wirkung weiterer Referenzchemikalien auf Gerstenkeimpflanzen

In den zuvor geschilderten Untersuchungen waren bereits einige der im Gesamtprojekt "Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien" eingesetzten Referenzchemikalien, nämlich HCB, 2,4-D und Atrazin in ihrer Wirkung auf Gerstenkeimpflanzen geprüft worden.

In Ergänzung dieser Untersuchungen wurden fünf weitere Referenzchemikalien in das Testprogramm aufgenommen. Es handelte sich um HgCl_2 , DDT, p-Chloranilin, DOP, PCP. In welcher Konzentration diese Referenzchemikalien den von uns verwendeten Testböden zugesetzt wurden, ist Tabelle 6 zu entnehmen.

Tabelle 6: Im Keimpflanzenversuch mit Sommergerste zusätzlich getestete Referenzchemikalien und deren Zumischungskonzentration (mg/kg Boden)

Quecksilber (II)chlorid	0	0,5	2,5	12,5	50
Dichlor-diphenyl-tri-chloräthan (DDT)	0	0,1	0,5	2,5	12,5
4-Chloranilin	0	0,25	1,0	2,5	10,0
Di(2-äthylhexyl)-phthalat (DOP)	0	4,8	18,8	94,8	469
Pentachlorphenol (PCP)	0	0,5	2,5	12,5	62,5

Ähnlich wie zuvor wurden auch hier die Gehalte der eingesetzten Referenzchemikalien im Gerstenaufwuchs bestimmt. Die Ergebnisse waren jedoch so stark streuend, daß auf eine Darstellung im Rahmen dieses Ergebnisberichtes verzichtet wird.

Die von den Referenzchemikalien ausgehende Schädigung der Gerstenkeimpflanzen ist in Tabelle 7 verzeichnet.

Tabelle 7: Durch Zumischung von Referenzchemikalien zu den eingesetzten Testböden bewirkte Verminderung der Trockenmasseproduktion von Gerstenkeimpflanzen. Angegeben ist die niedrigste Konzentration mit erkennbarer Wirkung ($P > 95 \%$), darunter die Minderung gegenüber dem Durchschnitt der als nicht beeinflußt angesehenen Versuchsansätze.

Referenz-chemikalie	Boden Nummer					
	1	2	3	4	5	6
HgCl ₂	12,5 -10 %	12,5 -4 %	12,5 -10 %	12,5 -9 %	-	12,5 -31 %
DDT	-	-	-	12,5 -10 %	-	-
DOP	-	-	-	-	94 -13 %	469 -21 %
4-Chloranilin	-	-	-	-	-	-
PCP	-	62,5 -5 %	62,5 -10 %	12,5 -5 %	-	12,5 -9 %

Es ist somit festzustellen, daß bis auf 4-Chloranilin alle eingesetzten Referenzchemikalien, in höheren Konzentrationen zugesetzt, zumindest auf einem Boden das Pflanzenwachstum beeinträchtigten.

Für HgCl_2 wurden Schadwirkungen etwa gleich hohen Ausmaßes auf allen Böden mit Ausnahme von Boden Nr. 5 festgestellt. Eine Abhängigkeit vom pH-Wert war somit nicht gegeben. Die als pflanzenschädlich eingestufte Bodenkonzentration lag in den meisten Fällen niedriger als in den zuvor aufgeführten Versuchen mit Hg-Acetat (Tab. 4). Die für eine Einstufung als Schädigung erforderliche Trockenmassereduktion lag jedoch in beiden Fällen ähnlich hoch. Dies berechtigt zu der Annahme, daß Hg als Chlorsalz zum Boden zugesetzt offensichtlich schädlicher wirkt als in Azetatform.

Eine eindeutige Abhängigkeit der Schadwirkung der geprüften organischen Referenzchemikalien von bestimmten Bodeneigenschaften (pH-Wert, organische Substanz, Tongehalt) läßt sich auf Grund obiger Tabelle kaum ableiten. Lediglich DOP verursachte offensichtlich eine Schadwirkung nur auf den Böden mit höherem Gehalt an organischer Substanz (Nr. 5, 6).

2.4 Prüfung der Empfindlichkeit weiterer Pflanzenarten im Keimpflanzenversuch

Die relativ hohen Konzentrationen an Schwermetallen bzw. Pestiziden, die notwendig waren, um Schadwirkungen an Gerstenkeimpflanzen feststellen zu können, führten dazu, zu prüfen, ob nicht andere Pflanzenarten auf Schadstoffe im Boden empfindlicher reagieren und zur Ermittlung niedrigerer Schadschwellen führen könnten.

Die in der Literatur als relativ empfindliche Zeigerpflanzen für Schadstoffe genannten Pflanzenarten Gartenkresse (Lepidium sativum L.), Kopfsalat (Lactuca sativa L.), Weidelgras (Lolium perenne L.) und Weißklee (Trifolium repens L.) waren hier zu-

nächst als Testpflanzen vorgesehen. In den mit Schwermetall-belasteten Böden begonnenen Versuchen zeigte sich allerdings, daß Weißklee unter den gegebenen Bedingungen anfänglich sehr schwach wüchsig ist, was eine Auswertung der Versuche über die Trockenmassebildung erschwert. In den darauf folgenden Versuchen mit Pestizid-belasteten Böden wurde daher Rettich (Raphanus sativus L.) an dessen Stelle eingesetzt.

Die Aussaat der Testpflanzen erfolgte nicht auf allen bislang eingesetzten Versuchsböden sondern nur auf den Böden Nr. 1, 3 (oder 4) und 6, welche im Hinblick auf pH-Wert und Gehalt an organischer Substanz die größten Unterschiede aufwiesen.

Die Ergebnisse dieser Versuche sind in Tabelle 8 zusammengefaßt. Es ergibt sich daraus, daß von den eingesetzten Pflanzenarten Kopfsalat sowohl auf Schwermetalle als auch auf Pestizide im Boden durchschnittlich am empfindlichsten reagierte.

Tabelle 8: Empfindlichkeit verschiedener Pflanzenarten auf Schwermetalle und Pestizide in unterschiedlichen Böden im Keimpflanzenversuch dargestellt an Hand der relativen Trockenmasse des Aufwuchses (auf unbelastetem Boden = 100)

Stoff	Zu- misch- ung (mg/kg Boden)	Boden Nr.	relative Trockenmasse				
			Garten- kresse	Kopf- salat	Weidel- gras	Weiß- klee	Ret- tich
Cd	100	1	102	76	104	nicht meßbar, da Aufwuchs zu gering	-
		4	90	110	64		-
		5	100	105	110		-
Cu	250	1	106	0	87		-
		4	82	87	78		-
		5	55	33	86		-
Hg	12,5	1	85	62	93		-
		4	72	86	96		-
		5	108	111	99		-
Ni	250	1	11	0	51		-
		4	116	102	84		-
		5	76	28	92		-
Pb	2000	1	26	0	68		-
		4	92	48	78		-
		5	69	0	88		-
Mittel- wert			79	56	85	n.b.	-

Stoff	Zumi- schung (mg/kg Boden)	Boden Nr.	relative Trockenmasse				
			Garten- kresse	Kopf- salat	Weidel- gras	Weiß- klee	Ret- tich
Amitrol	2,5	1	78	6	90	-	77
		3	96	7	62	-	92
		5	96	53	98	-	77
Atrazin	2,0	1	64	33	33	-	55
		3	73	80	45	-	61
		5	76	57	63	-	72
Benomyl	2,5	1	80	71	88	-	87
		3	80	87	88	-	97
		5	50	76	68	-	69
2,4-D	16,6	1	0	13	39	-	0
		3	0	0	79	-	0
		4	0	0	66	-	5
HCB	50	1	100	100	100	-	100
		3	100	100	83	-	100
		5	100	100	100	-	91
Linuron	5	1	77	42	50	-	54
		3	76	49	60	-	42
		5	96	57	84	-	86
Mittel- wert			83	62	86	-	78

2.5. Kopfsalat (Lactuca sativa L.) im Keimpflanzenversuch mit künstlich belasteten Böden

In den zuvor aufgeführten Versuchen hatte sich Kopfsalat im Mittel als empfindlichste Versuchspflanze herausgestellt. Mit dieser Pflanzenart wurden daher auf den gleichen Böden und nach Belastung mit den gleichen Schwermetallen und Pestiziden Keimpflanzenversuche wie zuvor mit Sommergerste durchgeführt.

2.5.1. Aufnahme und Wirkung von Schwermetallen

Die Schwermetallkonzentrationen, die sich in den bekannten (Tab. 1) sechs Versuchsböden unmittelbar vor der Ansaat des Kopfsalats durch Zumischung entsprechender Acetatmengen ergaben, sind in Tabelle 9 aufgeführt. Wie man sieht, waren die im Boden vorhandenen Konzentrationen vor allem in den niedrigsten, in einigen Fällen auch in der höchsten Belastungsstufe, niedriger als zuvor in den Versuchen mit Sommergerste.

Tabelle 9: Belastung der Testböden mit Schwermetallen vor der Ansaat von Kopfsalat (mg/kg Boden):

Cd:	0	2	10	50	250
Cu:	0	2	10	50	250
Hg:	0	0,05	0,5	5	50
Ni:	0	2	10	50	250
Pb:	0	16	80	400	2000
Zn:	0	4	20	100	500

2.5.1.1. Schwermetallanreicherung in den Salatkeimpflanzen

Die Schwermetallanreicherung wird nachfolgend (Tabelle 10) - ähnlich wie zuvor die Anreicherung in Gerstenkeimpflanzen - an Hand des mittleren Anreicherungsquotienten, k_A , dargestellt.

Wie man sieht, ist die in k_A zum Ausdruck kommende Schwermetallanreicherung der Salatkeimpflanzen zumeist (Ausnahme: Ni) deutlich höher als die der Gerstenkeimpflanzen. Folgende Ursachen kommen dafür in Betracht:

- a) geringere Trockenmassebildung der Pflanzen, dadurch geringerer Verdünnungseffekt;
- b) niedrigere Konzentrationen im Boden, dadurch höherer mittlerer Anreicherungskoeffizient bei den Elementen mit unterproportional ansteigender Dosis/Gehalts-Beziehung;
- c) generell besseres Aneignungsvermögen der Salatkeimpflanzen für Schwermetalle.

Tabelle 10: Schwermetallanreicherung in Salatkeimpflanzen auf den verwendeten Testböden, dargestellt an Hand des über alle Konzentrationsstufen gemittelten Anreicherungsquotienten, k_A

Schwer- metall	Boden Nummer						\bar{x}	$\frac{s}{\bar{x}}$
	1	2	3	4	5	6		
Cd	6,6	6,1	2,3	1,7	2,1	3,2	3,7	0,58
Cu	0,71	0,31	0,25	0,15	0,52	1,00	0,49	0,65
Hg	-	-	-	-	-	-	-	-
Ni	0,54	0,38	0,03	0,10	0,07	0,13	0,21	0,98
Pb	0,17	0,03	0,14	0,11	0,01	0,08	0,09	0,69
Zn	2,15	2,05	0,34	0,28	0,58	0,93	1,06	0,80

Generell größer als bei Gerstenkeimpflanzen war auch der aus der relativen Standardabweichung von k_A ersichtliche Bodeneinfluß auf die Pflanzenaufnahme. Auch dies dürfte u. a. in der jetzt gegenüber früher niedrigeren Konzentration im Boden begründet sein.

Hinsichtlich der relativen Verfügbarkeit der geprüften Elemente ergab sich die Reihenfolge: $Cd > Zn > Cu > Ni > Pb$, also eine ähnliche wie zuvor mit Sommergerste nach halbjähriger Zwischenlagerung der Böden.

2.5.1.2. Schädigung

Die Fälle, in denen die Trockenmasseeinbußen des Salataufwuchses eine Pflanzenschädigung ersichtlich werden ließen, sind in Tabelle 11 aufgeführt.

Tabelle 11: Durch Schwermetallbelastung der Böden bewirkte Minderung des Salataufwuchses/Keimschale. Angegeben ist die niedrigste Konzentration im Boden mit statistisch belegbarer Schadwirkung, die Zahl darunter gibt an, wie stark die Trockenmasse dieses Ansatzes gegenüber dem Durchschnitt der als nicht beeinflusst anzusehenden Ansätze gemindert ist.

Element	Boden Nummer					
	1	2	3	4	5	6
Cd	250 -53 %	250 -42 %	250 -17 %	250 -11 %	250 -21 %	250 -25 %
Cu	250 -15 %	250 -29 %	250 -8 %	250 -10 %	-	-
Hg	50 -59 %	-	50 -49 %	50 -47 %	-	50 -67 %
Ni	250 -80 %	250 -65 %	250 -14 %	-	-	-
Pb	2000 -99 %	2000 -86 %	-	2000 -17 %	2000 -21 %	-
Zn	500 -85 %	500 -70 %	-	500 -9 %	-	500 -21 %

Aus dieser Tabelle geht hervor, daß trotz teilweise niedrigerer Belastung der Böden die Zahl der Ansätze mit Pflanzenschädigungen größer (25 gegenüber 18) aber auch die dabei eingetretene Trockenmasseeinbuße höher war (41 gegenüber 32 %) als in den Versuchen mit Sommergerste. Allein daraus wird ersichtlich, daß Salatkeimpflanzen - wie nach den Vorversuchen (2.4.) zu erwarten - auf Schwermetall-Belastungen von Böden im allgemeinen empfindlicher reagieren als Gerste.

2.5.2. Aufnahme und Wirkung von Pestiziden

Ähnlich wie die Schwermetalle wurden vor der Salat-Ansaat die bereits bekannten Pestizide den Testböden in z. T. deutlich niedrigerer Konzentration appliziert als in den Versuchsreihen mit Sommergerste (siehe Tabelle 12).

Tabelle 12: Belastung der Testböden mit Pestiziden vor der Ansaat von Kopfsalat (mg Wirkstoff/kg Boden):

Amitrol	0	0,02	0,1	0,5	2,5
Atrazin	0	0,01	0,03	0,1	0,3
Benomyl	0	0,1	0,5	2,5	12,5
2,4-D	0	0,05	0,15	0,5	1,5
HCB	0	0,2	1,0	5,0	25,0
Linuron	0	0,05	0,15	0,5	1,5

Die innerhalb der Versuchsstandzeit von drei Wochen gebildete Trockenmasse der Salatkeimpflanzen lag trotz erhöhter Aussaatstärke gegenüber den Keimpflanzenversuchen mit Sommergerste (200 gegenüber 100 Samen pro Keimschale) nur bei ca. 0,5 g und war damit um den Faktor 3 - 4 niedriger als die der Gerste. Entsprechend schwieriger gestaltete sich die Analyse der geernteten Pflanzen. Die analysenbedingte Streuung der Wirkstoffgehalte in den Keimpflanzen war unter diesen Umständen so groß, daß hier auf eine Darstellung dieser Gehalte verzichtet wird. Generell läßt sich aus den Ergebnissen jedoch ersehen, daß die Gehalte in den Salatkeimpflanzen bei gleicher Wirkstoffkonzentration im Boden mit den früher ermittelten Gehalten in Gerstenkeimpflanzen durchaus vergleichbar sind.

Trotz häufig geringerer Belastung der Böden mit Pestiziden war die Zahl der Fälle mit offensichtlicher Pflanzenschädigung größer als zuvor in den Versuchen mit Sommergerste und die dabei festgestellte relative Trockenmasseeinbuße gegenüber den nicht geschädigten Ansätzen durchschnittlich größer (Tabelle 13 im Vergleich zu Tabelle 5).

Tabelle 13: Durch Pestizidbelastung der Versuchsböden bewirkte Minderung des Salataufwuchses/Keimsschale. Angegeben ist jeweils die niedrigste Konzentration im Boden mit wahrscheinlicher Schädigung, darunter die Minderung gegenüber dem Durchschnitt der als nicht beeinflusst anzusehenden Ansätze.
(* Frischmasse als Bewertungsgrundlage, sonst Trockenmasse)

Wirkstoff	Boden Nummer					
	1	2	3	4	5	6
Amitrol	-	-	2,5 -70 %	2,5 -15 %	-	2,5 -45 %
Atrazin	0,3 -21 %	0,3 -53 %	0,1 -61 %	0,3 -54 %	-	0,3 -46 %
Benomyl*	0,15 -37 %	0,05 -47 %	1,5 -35 %	1,5 -49 %	1,5 -36 %	1,5 -36 %
HCB*	-	-	-	-	-	-
Linuron	-	1,5 -42 %	1,5 -70 %	1,5 -80 %	1,5 -16 %	1,5 -29 %

Aus den Ergebnissen der Versuchsreihen mit Sommergerste und Kopfsalat läßt sich zusammenfassend entnehmen, daß bei Belastung der Böden mit Schwermetallen in 24 von 36 möglichen Fällen durch Salatkeimpflanzen eine niedrigere Belastung als schädigend eingestuft wurde oder (falls diese gleich war) die Schädigung gravierender war als bei Gerstenkeimpflanzen. Nur in einem Fall war dies umgekehrt. Salatkeimpflanzen reagierten also auf die Schwermetallbelastung der Böden eindeutig empfindlicher als Gerste.

Nicht so eindeutig ist das Ergebnis bei den Pestiziden. Hier reagierten in 18 von 36 möglichen Fällen offensichtlich die Salatkeimpflanzen, in 9 Fällen die Gerstenkeimpflanzen empfindlicher.

2.5.3. Wirkung weiterer Test- und Referenzchemikalien im Keimpflanzenversuch mit Kopfsalat

Nachdem sich in den vorangegangenen Versuchen Kopfsalat als die gegenüber Sommergerste besser geeignete Pflanzenart zur Identifikation Schadstoff-belasteter Böden erwiesen hatte, war es der Wunsch des Projektträgers, die Empfindlichkeit dieses Testverfahrens im Vergleich zu einem von einer Arbeitsgemeinschaft unter Federführung der BBA als "Richtlinie zur ökotoxikologischen Prüfung von Chemikalien an höheren Pflanzen" erarbeiteten Verfahren zu prüfen. Mit der BBA, Braunschweig, wurde daher Kontakt aufgenommen und die entsprechenden Unterlagen von dort (Dr. Pestemer, Frau Koschik) dankenswerterweise zur Verfügung gestellt.

Diesen Informationen war zu entnehmen, daß von der genannten Arbeitsgruppe im Frühjahr 1980 eine Ringanalyse mit Hafer (Avena sativa L.) durchgeführt worden war, in der als Testchemikalien Trichloracetat (TCA), Kaliumchlorat (KClO_3) und Natriumdodecylbenzolsulfonat (LAS) zum Einsatz kamen.

Unter Berücksichtigung der dabei zugrundeliegenden Arbeitsvorschriften wurde daher eine weitere Versuchsserie angelegt, in der die genannten Chemikalien ebenfalls als Testchemikalien verwendet wurden. Ihre Zumischung erfolgte allerdings nicht wie in der genannten Arbeitsvorschrift angegeben im trockenen Zustand durch Vermengung mit Quarzsand sondern nach Lösung in Wasser.

Als Maß für die Schädlichkeit einer Chemikalie bzw. die Empfindlichkeit des geprüften Testverfahrens wurde der sogenannte ED_{50} -Wert (= medium effective dose) herangezogen. Diese ED_{50} -Werte wurden durch semi-logarithmische Auftragung der Dosis/Wirkungsbeziehung graphisch ermittelt, wie dies von der genannten Arbeitsgruppe vorgeschlagen worden ist.

Dem genannten Arbeitskonzept entsprechend wurden den von uns bislang eingesetzten Testböden die genannten Chemikalien LAS, TCA und KClO_3 in Konzentrationen von 0, 1, 10, 100 und 1000 mg/kg Boden zugesetzt. Je 100 g Boden wurden sodann in Neubauerschalen abgefüllt und sogleich mit Kopfsalat angesät. Nach dreiwöchiger

Standzeit wurden die Versuche abgeerntet, die Zahl aufgelaufener Pflanzen sowie deren Frisch- und Trockenmasse bestimmt und auf der Grundlage der letzteren die ED_{50} -Werte ermittelt. Die Ergebnisse dieser Versuche sind in nachfolgender Tabelle 14 zusammengestellt.

Tabelle 14: ED_{50} -Werte (mg Substanz/kg Boden) von Natriumdodecyl-benzolsulfonat, Kaliumchlorat und Trichloracetat

Substanz	Boden Nummer					
	1	2	3	4	5	6
Natrium-dodecyl-benzolsulfonat (LAS)	770	580	>1000	900	900	>1000
Kaliumchlorat	300	270	90	50	60	200
Trichloracetat (TCA)	280	270	320	450	390	780

Zum Vergleich: Der von der genannten Arbeitsgruppe im Frühjahr 1980 auf jeweils nur einem Boden durchgeführte Wuchstest mit Hafer hatte je nach Teilnehmer folgende ED_{50} -Werte ergeben (mg/kg Boden): LAS: 600 - > 1000; $KClO_3$: 16 - 190; TCA: 1 - 40.

Für LAS und $KClO_3$ kann also festgestellt werden, daß der von uns eingesetzte Keimpflanzentest mit Kopfsalat zu durchaus vergleichbaren ED_{50} -Werten führt. Völlig abweichend davon ist der ED_{50} -Wert für TCA. Die Ursachen dafür sind bislang noch nicht klar. Generell kann jedoch wohl davon ausgegangen werden, daß der Keimpflanzentest mit Kopfsalat die gleiche Empfindlichkeit aufweist wie der von der o. g. Arbeitsgruppe vorgeschlagene Wuchstest mit Hafer. Wir halten ihn insofern für etwas vorteilhafter, weil mit einer größeren Zahl von Pflanzen je Keimschale gearbeitet wird. Beobachtet man daher den Keimpflanzenversuch in den Tagen nach der Ansaat bzw. stellt bei der Aberntung die Zahl aufgelaufener Pflanzen fest, dann lassen sich Chemikalien, von denen eine

keimhemmende bzw. keimhindernde Wirkung ausgeht, ohne Schwierigkeiten feststellen. Dies ist beim vorgeschlagenen Wuchstest mit Hafer wegen der geringen Zahl an Versuchspflanzen/Ansatz (5 - 10) nur bedingt möglich. Auf die zusätzliche Durchführung von Keimhemmungstests, z. B. den Kressewurzeltest, könnte bei Anwendung des Keimpflanzentests mit Kopfsalat zur Phytotoxizitätsprüfung von Chemikalien daher u. E. verzichtet werden.

3. Extrahierbarkeit von Schwermetallen künstlich und natürlich belasteter Böden mittels 0,1 M CaCl_2 bzw. 0,125 M EDTA und Vergleich mit ihrer Anreicherung im Keimpflanzenaufwuchs

Ein Teilaspekt der von uns durchgeführten Untersuchungen mit Keimpflanzen war der, zu ermitteln, welcher Zusammenhang besteht zwischen der Anreicherung von Schwermetallen im Aufwuchs von Sommergerste und ihrer Extrahierbarkeit aus Böden mittels 0,1 M CaCl_2 bzw. 0,125 M EDTA. Diese Untersuchungen wurden mit den von uns eingesetzten künstlich belasteten Testböden, mit Böden aus Feldversuchen sowie solchen mit hoher natürlicher Belastung durchgeführt. Bei den letzteren handelte es sich um Böden aus der Fläche 24 des Berlin-Dahlemer Versuchsfeldes der BBA bzw. um Böden unter Acker- und Grünlandnutzung aus dem Harzvorland. Diese Böden wurden uns dankenswerterweise von Herrn Prof. Dr. Kloke, BBA, Berlin, bzw. Herrn Dr. Köster, LUFA Hameln, zur Verfügung gestellt.

3.1. Untersuchungen an den künstlich belasteten Testböden Nr.

1 - 6

Aus den Ergebnissen der Extraktionsversuche, die entsprechend dem ursprünglichen Versuchsplan in bestimmten Zeitabständen an Bodenmaterial der gleichen Versuchsvariante wiederholt wurden, ergaben sich Hinweise auf Abhängigkeiten von Element-, Boden-, Zeit- und Konzentrations-spezifischen Einflüssen. In welchem Ausmaß die verschiedenen Schwermetalle, die durchweg in wässe-

riger Lösung appliziert wurden, in Abhängigkeit vom Boden, dem sie zugesetzt wurden, nach einer gewissen Zeit (6 Monate) mit 0,1 M CaCl_2 noch extrahierbar waren, zeigt z. B. nachfolgende Tabelle 15.

Tabelle 15: Mittlere relative Extrahierbarkeit der den verwendeten Testböden zugesetzten Schwermetalle mit 0,1 M CaCl_2 , sechs Monate nach Applikation (Angabe in % der zugesetzten Menge)

Schwermetall	Boden Nummer.						\bar{x}	$\frac{s}{\bar{x}}$
	1	2	3	4	5	6		
Cd	90	78	41	39	64	16	55	0,51
Cu	6,2	4,7	0,7	0,7	0,5	0,3	2,2	1,18
Ni	48	38	12	12	23	3,5	23	0,75
Pb	6,9	4,7	0,7	0,7	1,7	0,2	2,5	1,09
Zn	46	31	6,3	5,7	45	0,6	22	0,93
\bar{x}	39	31	12	12	27	4		
$\frac{s}{\bar{x}}$	0,88	0,96	1,38	1,38	1,03	1,65		

Die Daten der Tabelle 15 belegen recht deutlich, wie unterschiedlich die einzelnen Schwermetalle in Abhängigkeit vom Boden, dem sie zugesetzt wurden, festgelegt worden sind. Die Extreme, die dabei auftraten, waren Cd (90 % der zugesetzten Menge auf Boden 1 noch extrahierbar) und Pb (0,2 % aus Boden 6 noch extrahierbar).

Die in Tabelle 15 eingetragenen Werte sind Mittelwerte aus jeweils vier Belastungsstufen. Hierzu ist anzumerken, daß mit zunehmendem Belastungsgrad die relative Extrahierbarkeit im allgemeinen etwas anstieg, jedoch war dieser Konzentrationseinfluß bei weitem nicht so stark wie der des Bodens bzw. der

Schwermetallart. So konnte z. B. auf manchen Böden auch ein Abfall der rel. Extrahierbarkeit mit steigender Zulage vom Boden festgestellt werden. Ähnliches gilt für die Zeitabhängigkeit der Extrahierbarkeit. Hier wurde innerhalb des überprüften Zeitraumes von sechs Monaten bei manchen Elementen und hier auch nicht auf allen Böden, ein gewisser Rückgang der Extrahierbarkeit (ca. 10 bis 20 %, für Cu bis zu 50 % und mehr) festgestellt.

Aus dem Vergleich der Tabelle 15 mit Tabelle 3 ergibt sich:

1. Der Element-spezifische Einfluß auf die Extrahierbarkeit der zugesetzten Schwermetalle ist ähnlich groß wie der auf ihre Anreicherung im Aufwuchs der Gerstenkeimpflanzen. Bei den schwach sauer und neutral reagierenden Böden (2, 3, 6) ist dieser Einfluß jedoch schwächer als bei den sauren.
2. Der Boden-spezifische Einfluß auf die Extrahierbarkeit der Schwermetalle ist meist (Ausnahme: Ni) größer als derjenige auf die Anreicherung in den Gerstenkeimpflanzen. Aus diesem Grund besteht für manche Elemente nur eine recht lose Beziehung zwischen diesen beiden Verfügbarkeitsparametern, wie die Reihe der Korrelationskoeffizienten (r) zeigt: Cd: 0,79; Cu: 0,11; Ni: 0,93; Pb: 0,61; Zn: 0,69.

3.2. Untersuchungen an Böden aus Feldversuchen bzw. solchen mit

stärkerer natürlicher Schwermetallbelastung

Mit den uns zur Verfügung gestellten Böden aus dem Berlin-Dahlemer Versuchsfeld der BBA bzw. den natürlich belasteten Böden aus dem Harz-Vorland wurden Keimpflanzenversuche mit Sommergerste angelegt und wie üblich im Aufwuchs der Gehalt der interessierenden Schwermetalle bestimmt. Gleichzeitig wurden, von der LUFA Hameln die in 0,1 M CaCl_2 , von uns selbst die in 0,025 M EDTA-löslichen Schwermetallgehalte dieser Böden ermittelt.

Die Verrechnung der jeweiligen Versuchsergebnisse führte zu folgenden Korrelationskoeffizienten (n = 10):

1. Beziehung zwischen dem in 0,1 M CaCl_2 löslichen Schwermetallgehalt der Böden und dem Schwermetallgehalt im Keimpflanzenaufwuchs:
Cd: 0,96; Cu: 0,73; Ni: 0,37; Pb: 0,31; Zn: 0,79.
2. Beziehung zwischen dem in 0,025 M EDTA löslichen Schwermetallgehalt der Böden und demjenigen des Keimpflanzenaufwuchses:
Cd: 0,93; Cu: 0,55; Ni: 0,28; Pb: 0,29; Zn: 0,62.
3. Beziehung zwischen EDTA- und CaCl_2 -löslichem Schwermetallgehalt der Böden:
Cd: 0,99; Cu: 0,92; Ni: 0,96; Pb: 0,98; Zn: 0,95.

An Hand dieser Untersuchungen läßt sich also feststellen:

1. Die Verfügbarkeit von Schwermetallen für Gerstenkeimpflanzen wird durch Extraktion der Böden mit 0,1 M CaCl_2 generell etwas besser erfaßt als durch Extraktion mit 0,125 M EDTA.
2. Für alle geprüften Elemente bestehen relativ enge Beziehungen zwischen dem in beiden Extraktionsmedien löslichen Schwermetallanteil der Böden.
3. Der Zusammenhang zwischen der Extrahierbarkeit der getesteten Elemente und ihrer Verfügbarkeit im Keimpflanzenversuch ist je nach Element unterschiedlich eng und mit Ausnahme von Cd eher als lose zu bezeichnen. Auf Grund der guten Korrelation zwischen den ermittelten Gehaltswerten gilt diese Aussage für beide geprüften Extraktionsverfahren gleichermaßen. Für die Beziehung zwischen diesen und den Gehalten in länger stehenden Kulturpflanzen auf dem Feld dürfte ähnliches gelten. Es wäre daher interessant, zu prüfen, ob nicht - was zu vermuten ist - zwischen den Gehalten im Keimpflanzenaufwuchs und dem in solchen Kulturpflanzen eine weit engere Beziehung besteht. Sollte dies zutreffen, dann wäre es sinnvoll, auf Böden mit Verdacht einer Schwermetallkontamination generell Keimpflanzenversuche anzulegen.

Böden mit relativ guter Schwermetallverfügbarkeit könnten auf diese Weise erfaßt und einem kontrollierten Anbau bzw. außerlandwirtschaftlicher Nutzung zugeführt werden. Anderer-

seits könnten Böden mit hohen Schwermetallgehalten, deren Verfügbarkeit jedoch minimal ist, in normaler Nutzung belassen werden. Die für manche Landwirte aber auch die Verbraucher wichtige Frage, ob auf bestimmten Flächen mit einer unzulässig hohen Schwermetall-Kontamination des Erntegutes zu rechnen ist, ließe sich auf der Grundlage von Keimpflanzenversuchen wohl sicherer beantworten als auf der Basis der zur Zeit geforderten Bestimmung der Gesamtgehalte an Schwermetallen in Böden.

Als Testpflanze für solche Keimpflanzenversuche würde sich Sommergerste gut eignen, da diese Pflanzenart, wie gezeigt, Schwermetall-tolerant, anpassungsfähig an die verschiedenen Bodeneigenschaften und so gut wüchsig ist, daß für die Analyse des Aufwuchses genügend Material zur Verfügung steht.

"Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung
von Chemikalien"

Einzelvorhaben

"Untersuchungen über die Pflanzenverfügbarkeit
von Schwermetallen aus schwermetallreichen
Grünlandböden"

Dr. W. Köster

Dr. D. Merkel

Dr. Y. Matter

Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungs-
anstalt der Landwirtschaftskammer Hannover
Finkenborner Weg 1 A 3250 Hameln 1

Juni 1984

Einleitung

Die Beurteilung der Schwermetallbelastungen von Böden erfolgt heute fast ausschließlich nach Gesamtgehalten bzw. königswasserlöslichen Fraktionen, obwohl bekannt ist, daß von diesen keine Rückschlüsse auf die Belastung der Vegetation möglich sind. Um eine bessere Aussage zu ermöglichen, werden Extraktionsmittel vorgeschlagen, die leichtlösliche, als pflanzenverfügbar angesehene Fraktionen erfassen, wie HNO_3 (WESTERHOFF, 1955); Dithizon (SHAW und DEAN, 1952); DTPA (LINDSAY und NORVELL, 1969); EDTA (TRIERWEILER und LINDSAY, 1969); MgCl_2 (STEWART und BERGER, 1965; TILLER, HONEYSETT und De VRIES, 1972); $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ (DOLAR und KEENEY, 1971), MgSO_4 (RIEDER und SCHWERTMANN, 1972); CaCl_2 (MAC LEAN, HALSTEAD und FINN, 1969; Mc LAREN und CRAWFORD, 1973; MERKEL und KÖSTER, 1977) und der Wasser-Sättigungsextrakt (FASSBENDER und SEEKAMP, 1976; HERMS und BRÜMMER, 1978).

Im vorliegenden Untersuchungsvorhaben soll geprüft werden, durch welche Extraktionsverfahren, unter Einbeziehung weiterer Bodenfaktoren, die Vegetationsbelastung mit Schwermetallen am besten erfaßt werden kann. Die Untersuchung beschränkt sich auf die Elemente Blei, Cadmium, Kupfer und Zink, die im Gebiet der Landwirtschaftskammer Hannover durch geogene und anthropogene Vorgänge in bestimmten Regionen z.T. stark angereichert wurden und zu erhöhten Gehalten in Pflanzen führen (von HODENBERG, 1974; von HORN, 1974).

Methoden

In den Bodenproben wurden nach herkömmlicher Aufbereitung die Gehalte an Zn, Cd, Pb und Cu in folgenden Extraktionsmitteln untersucht:

Königswasseraufschluß; 0,43 n Salpetersäure (WESTERHOFF, 1955); DTPA (0,005 m Diäthylentriaminpentaacetat + 0,01 m CaCl_2 + 0,1 m Triäthanolamin, LINDSAY und NORVELL, 1969); EDTA (0,01 m Äthylen-

diamintetraacetat + m $(\text{NH}_4)_2 \text{CO}_3$, TRIERWEILER UND LINDSAY, 1969); 0,1 m Calciumchlorid (CaCl_2) und 0,1 m Calciumnitrat ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$). Die Messung erfolgte mit Hilfe des Atomabsorptionsspektrophotometrie (AAS) in der Flamme bzw. bei Extraktion mit Calciumsalzen mittels Graphitrohrtechnik.

Zusätzlich wurden die pH-Werte und die Gehalte an organischer Substanz, Feinerde ($< 6 \mu\text{m}$), $\text{P-H}_2\text{O}$ (VAN DER PAAUW und SISSINGH, 1968) und P-CAL (SCHÜLLER, 1969) bestimmt.

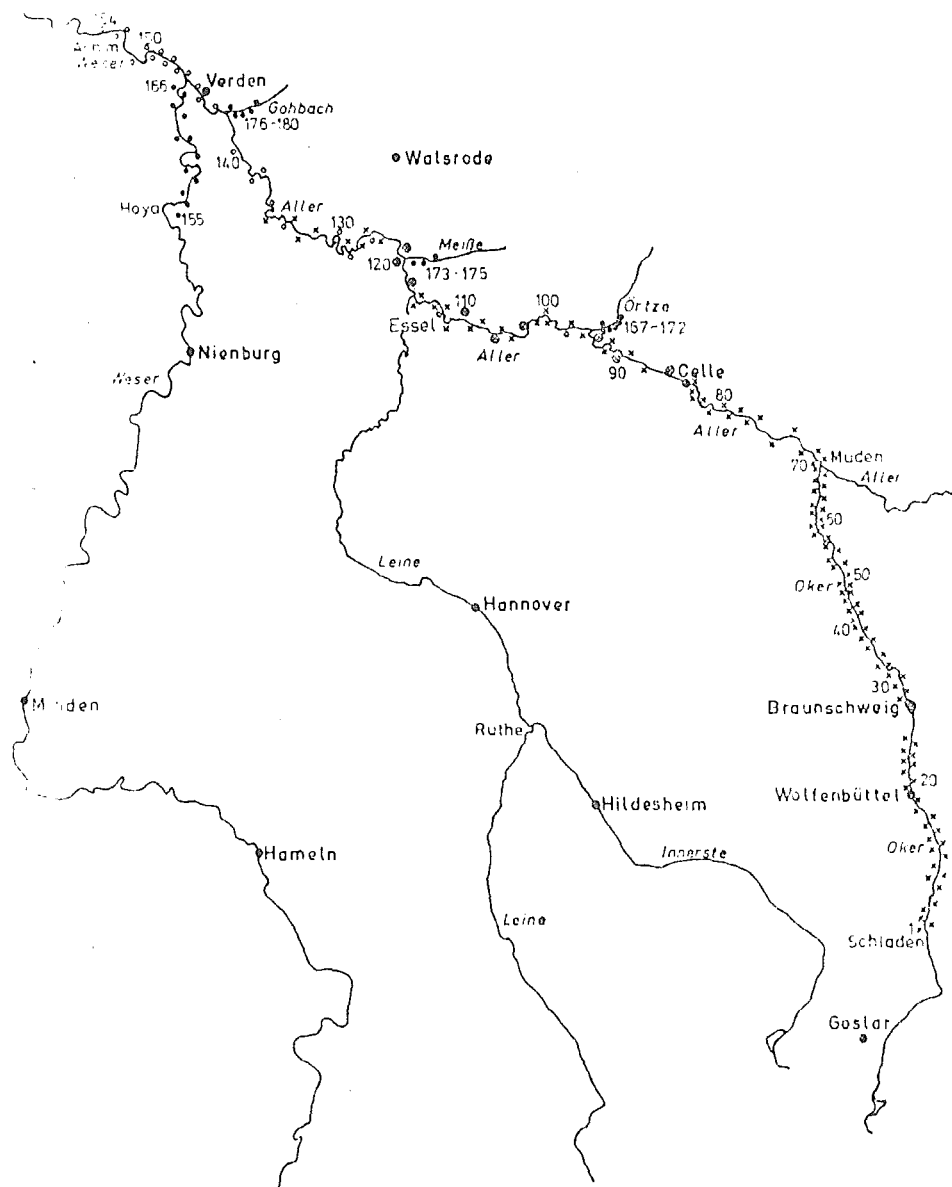
In den Grasproben wurden nach trockener Veraschung, in den übrigen Pflanzenproben nach Aufschluß mit Salpetersäure Zn, Cd, Pb und Cu mit Hilfe der AAS bestimmt. Die Aufschlüsse der Grasproben wurden mit Dithizon extrahiert (OELSCHLÄGER und FRAENKEL, 1973), bei den übrigen Proben die Untergrundkompensation mit Deuteriumlampe angewendet.

Untersuchungsvorhaben

1. Grünlandaufwuchs in Oker-, Aller- und Weserauen.

Seit dem Mittelalter werden Rückstände des Harzer Bergbaues in den Auen der Harzflüsse Oker und Innerste sowie ihrer Nebenflüsse aus dem Harz und nach Mündung in die Aller bzw. Leine auch in den dortigen Auen abgelagert. Im Oberlauf von Oker und Innerste treten an der Vegetation (Grünland, Gehölze und Ackerfrüchte) neben Ertragsminderungen verbreitet Chlorosen auf, die mit der Schwermetallbelastung in Verbindung gebracht werden. Die Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten im Boden (Gesamtgehalte) und dem Auftreten von Chlorosen sind recht locker. Vergiftungserscheinungen an Tieren, die auf erhöhte Bleiaufnahme zurückgeführt werden, sind seit dem vorigen Jahrhundert bekannt. Sie treten auf, wenn Tiere mit schwermetallhaltigen Sedimenten oder mit Boden kontaminierten Aufwuchs aufnehmen. Im Rahmen dieses Programmes wurden an 180 Grünland-Standorten in den Auen der Oker unterhalb Schladens, der Aller unterhalb Müdens und der Weser zwischen Verden und Achim, sowie der nördlichen unbelaste-

ten Nebenflüsse der Aller und der Weser zwischen Hoya und Verden Pflanzen- und Bodenproben z.Z. des Rispenschiebens genommen. Als Zeigerpflanze wurde *Poa trivialis* gewählt, die auf diesen Standorten weit verbreitet ist (Abb. 1). Die Entnahme der Bodenproben erfolgte aus einer Schicht von 0 - 10 cm.



- 184 Standorte in den mit Schwermetallen belasteten Flüssen von Oker, Aller und Weser.
Probenahme 1978 (x) bzw 1979 (o)
- 182 Vergleichsstandorte in unbelasteten Flüssen von Weser, Oker, Meißel und Gohbach.
Probenahme 1979 (o)

Ergebnisse

In Tabelle 1 sind von den Gehalten an Feinerde sowie Cadmium, Kupfer, Zink und Blei Mittelwerte, Variationskoeffizienten und Maximalwerte für einzelne Flußabschnitte aufgeführt. Mit zunehmender Entfernung vom Harz gehen die Zinkgehalte von durchschnittlich 2000 mg, die Cadmiumgehalte von 40 mg, die Bleigehalte von 1300 mg und die Kupfergehalte von 200 mg/1000 ml Boden im Okertal oberhalb Braunschweigs auf Gehalte von 150 mg Zink, 1,5 mg Cadmium, 80 mg Blei und 20 mg Kupfer im Wesertal unterhalb Verdens zurück. Die Durchschnittswerte der unbelasteten Vergleichsstandorte liegen mit 60 mg Zink, 1,1 mg Cadmium, 10 mg Blei und 11 mg Kupfer je 1000 ml Boden deutlich darunter. Die Gehalte an Cadmium sind im Vergleich zu Lößböden mit Gehalten unter 0,2 mg Cd/kg Boden als relativ hoch anzusehen. Die Mittelwerte zeigen, daß die Gehalte an Blei, Zink, Kupfer bis zu den Standorten 86 - 115 stark abnehmen, um im Bereich des Leinezuflusses (116 - 143) wieder anzusteigen. Bei Cadmium nimmt der Gehalt dagegen annähernd stetig vom Oberlauf der Oker bis zur Weser ab.

Die Feinerdegehalte verhalten sich wie die Gehalte an Kupfer, Zink und Blei; sie nehmen vom Oberlauf der Oker bis zur Einmündung der Leine deutlich ab, um dann wiederum anzusteigen.

Tab. 1

Ton- und Feinschluffgehalte (Gewichts-% < 6 µm); Zn-, Cd-, Pb- und Cu-Gehalte (mg/1000 ml) von Grünlandböden; Mittelwert (x), Variationskoeffizient (\pm s %), und Maximalwert (max.)

Nr.	N	Flußabschnitt	% < 6 µm		
			x	\pm s %	max.
1 - 34	34	Oker, Schladen-Braunschweig	28	36	48
35 - 69	35	Oker, Braunschweig-Müden	16	50	36
70 - 85	16	Aller, Müden-Celle	11	45	19
86 - 115	30	Aller, Celle-Essel	11	64	25
116 - 143	28	Aller, Essel-Verden	23	52	46
144 - 154	11	Weser, Verden-Achim	24	29	38
155 - 180	26	Weser, Örtze, Meißel, Gohbach (Vergleichsstandorte)	17	88	59

Nr.	N	Zn			Cd			Pb			Cu		
		x	\pm s %	max.	x	\pm s %	max.	x	\pm s %	max.	x	\pm s %	max.
1 - 34	34	2218	48	4824	39,3	119	188,0	1341	72	3718	196	55	423
35 - 69	35	1189	73	3765	22,1	124	89,0	219	82	800	50	76	160
70 - 85	16	828	75	2023	24,3	114	80,0	148	52	269	41	37	103
86 - 115	30	332	112	1600	5,6	130	29,0	76	64	565	23	87	87
116 - 143	28	397	69	1035	3,8	76	12,0	261	69	682	30	67	87
144 - 154	11	144	51	304	1,3	31	1,9	78	85	242	20	20	26
155 - 180	26	60	85	195	1,1	127	3,3	30	73	115	11	73	29

Da aus dem gleichsinnigen Verhalten von Feinerde und Schwermetallen ein Einfluß der Körnung auf die Schwermetallgehalte anzunehmen ist, wurde der Quotient aus den Schwermetallgehalten und Feinerdegehalten gebildet und dessen Mittelwerte, Variationskoeffizienten und Maximalwerte in Tabelle 2 für die einzelnen Flußabschnitte zusammengestellt.

Daraus ist ersichtlich, daß bei Zink, Cadmium und Kupfer die Quotienten mit der Entfernung vom Harz gleichmäßig abnehmen und keinen Einfluß der Leinesedimente anzeigen. Lediglich bei Blei zeigt sich wieder eine deutliche Zunahme nach dem Leinezufuß (Standorte 116 - 143, Abb. 1). Die Werte der Vergleichsstandorte liegen deutlich niedriger. Die Strecken, bei der der Schwermetallgehalt, bezogen auf den Feinerdegehalt, auf die Hälfte zurückgeht, betragen bei Kupfer 76 km, bei Zink 60 km, bei Cadmium 54 km und bei Blei - zwischen Schladen und Essel - 49 km.

Tab. 2

Zn-, Cd-, Pb- und Cu-Gehalte von Grünlandböden, bezogen auf die Fraktion < 6 µm (mg/1000 ml; % < 6 µm x 100); Mittelwert (x), Variationskoeffizient (\pm s %) und Maximalwert (max.)

Nr.	Zn			Cd			Pb			Cu		
	x	\pm s %	max.	x	\pm s %	max.	x	\pm s %	max.	x	\pm s %	max.
1-34	8619	64	26667	142	98	542	5218	84	17020	752	66	2353
35-69	8916	135	75300	128	94	531	1373	51	3238	321	46	738
70-85	7087	50	14120	188	91	480	1339	27	1938	339	42	572
86-115	2491	67	7273	44	84	127	767	50	2433	196	45	491
116-143	1595	42	2797	15	47	32	1039	37	1637	134	60	491
144-154	694	61	1520	6	33	9	393	94	1210	92	34	153
156-180	406	57	1026	7	57	22	241	49	533	82	45	200

Tab. 3

Mittelwerte (\bar{x}) und Gehaltsbereiche (mg/1000 ml Boden) der im Königswasser-aufschluß bestimmten Schwermetallgehalte, Mittelwerte der mit verschiedenen Methoden extrahierbaren Anteile der Königswasserwerte (\bar{x} %), sowie Variationskoeffizienten ($\pm s$ %)

	Königswasser (KW)			HNO ₃		DTPA		EDTA		CaCl ₂		Ca(NO ₃) ₂	
	\bar{x}	Bereich	$\pm s\%$	$\bar{x}\%$	$\pm s\%$	$\bar{x}\%$	$\pm s\%$	$\bar{x}\%$	$\pm s\%$	$\bar{x}\%$	$\pm s\%$	$\bar{x}\%$	$\pm s\%$
Zn	765	7-4824	119	58	132	22	100	19	95	6	100	5	86
Cd	10	0,2-188	170	90	167	58	174	55	158	26	177	9	133
Pb	350	12-3718	185	70	188	75	37	12	188	0,1	347	0,1	221
Cu	54	3-423	139	82	155	20	140	10	150	0,6	167	0,9	200

Tabelle 3 zeigt Mittelwerte, Gehaltsbereiche der mit Königswasser extrahierten Schwermetalle, sowie Mittelwerte und Streuung der nach den übrigen Methoden extrahierten Anteile. Auffallend ist die große Variationsbreite bei Blei und Cadmium. Die mit den einzelnen Extraktionsmitteln erfaßten Anteile nehmen in der nachstehend aufgeführten Reihenfolge von links nach rechts ab, wobei sich für den jeweiligen Grad der Abnahme deutliche Unterschiede zwischen den Elementen ergeben:

- Zn: KW > HNO₃ > DTPA > EDTA >> CaCl₂ = Ca(NO₃)₂
 Cd: KW \geq HNO₃ > DTPA = EDTA > CaCl₂ >> Ca(NO₃)₂
 Pb: KW > HNO₃ \geq DTPA >> EDTA >> CaCl₂ = Ca(NO₃)₂
 Cu: KW > HNO₃ >> DTPA > EDTA > CaCl₂ = Ca(NO₃)₂

Auffallend sind der hohe Anteil an CaCl₂-löslichem Cd (26 %) gegenüber dem Ca(NO₃)₂-löslichen Cd (9 %) und die absolut geringen Anteile an neutralsalzlöslichem Pb und Cd.

Tab. 4

Bestimmtheitsmaße ($B = r^2 \times 100$) für die Beziehungen zwischen den einzelnen Methoden ermittelten Gehalten an Zn und Cd

	Zink						
		KW	HNO ₃	DTPA	EDTA	CaCl ₂	Ca(NO ₃) ₂
Cadmium	KW	-	83	58	55	9	11
	HNO ₃	98	-	69	67	10	12
	DTPA	98	98	-	96	50	50
	EDTA	96	98	98	-	55	55
	CaCl ₂	88	90	92	92	-	94
	Ca(NO ₃) ₂	71	72	76	79	76	-

Tabelle 4 gibt die Bestimmtheitsmaße für die Beziehungen zwischen den einzelnen Methoden für Zink (rechts oben) und Cadmium (links unten) wieder. Bei Zink bestehen innerhalb der Extraktionsmittel-Gruppen Säuren (Königswasser, HNO₃), Komplexbildner (DTPA, EDTA) und Neutralsalze (CaCl₂), Ca(NO₃)₂) mit $B = \text{ca. } 90 \%$ sehr enge Beziehungen, nicht aber zwischen den Gruppen. Bei Cd sind alle Extraktionsmethoden mit $B = 78 - 98 \%$ sehr eng miteinander korreliert.

Tab. 5

Bestimmtheitsmaße (B) für die Beziehungen zwischen den mit den einzelnen Methoden ermittelten Gehalten an Pb und Cu

	Blei						
		KW	HNO ₃	DTPA	EDTA	CaCl ₂	Ca(NO ₃) ₂
Kupfer	KW	-	98	96	92	14	18
	HNO ₃	92	-	94	92	12	16
	DTPA	92	96	-	98	17	23
	EDTA	85	96	92	-	22	30
	CaCl ₂	52	49	49	42	-	71
	Ca(NO ₃) ₂	50	52	49	52	34	-

Bei Pb und Cu (Tab. 5) sind die Beziehungen zwischen Extraktionen mit Säuren und Komplexbildnern mit B = 94 - 98 % ebenfalls sehr eng, nicht aber zwischen diesen und den Extraktionen mit Neutralsalzen. Bei Einbeziehung weiterer Bodeneigenschaften - pH-Wert, Gehalte an Feinerde (<6 µm), org. Substanz, P-H₂O, P-CAL - brachte lediglich der pH-Wert für Zn eine geringfügige Straffung der Beziehungen zwischen den neutralsalzlöslichen und den königswasserlöslichen Fraktionen.

Tab. 6

Schwermetallgehalte in Aufwuchsproben von *Poa trivialis* (mg/kg Trockensubstanz)

	n	Zn		Cd		Pb		Cu	
		\bar{x}	Bereich	\bar{x}	Bereich	\bar{x}	Bereich	\bar{x}	Bereich
	150	70	24-149	0,40	0,05-1,94	2,4	0,8-14,3	10,0	6,1-19,2
Belastete Standorte	126	76	30-149	0,45	0,07-1,94	2,6	0,8-14,3	10,2	6,5-16,6
Vergleichsstandorte	24	39	24-77	0,12	0,05-0,37	1,6	0,8-3,4	9,1	6,1-19,2
Okertal	53	78	40-144	0,59	0,19-1,94	3,2	1,0-14,3	10,6	7,0-15,2
Allertal	63	79	39-149	0,39	0,08-1,72	2,3	0,8-6,7	10,1	6,5-16,6
Wesertal unterhalb von Verden	10	48	30-90	0,14	0,07-0,27	1,3	0,9-1,9	9,6	6,6-12,9

Die Aufwuchsproben wiesen im Durchschnitt 70 mg Zn, 0,40 mg Cd, 2,4 mg Pb und 10,2 mg Cu je kg Trockensubstanz auf, wobei die Gehalte in Proben von belasteten Standorten mit 76 mg Zn, 0,45 mg Cd und 2,6 mg Pb deutlich gegenüber denen von Vergleichsstandorten mit 39 mg Zn, 0,12 mg Cd und 1,6 mg Pb erhöht waren (Tab. 6). Lediglich die Cu-Gehalte lagen mit 10,2 und 9,1 mg in der gleichen Größenordnung. Innerhalb des Untersuchungsraumes nahmen die Gehalte an Zn, Cd und Pb mit zunehmender Entfernung vom Harz ab.

Tab. 7

Bestimmtheitsmaße, einfach, für die Beziehung zwischen den Schwermetallgehalten von Böden und Aufwuchsproben, und multipel, unter Einbeziehung der N-Gehalte bzw. der N-Gehalte und der pH-Werte

	Königswasser	HNO ₃	DTPA	EDTA	CaCl ₂	Ca(NO ₃) ₂
Zn	6	7	30	32	55	52
+ N	11	12	38	45	62	59
+ N + pH	17	13	48	50	62	59
Cd	59	56	62	61	52	59
+ N	59	56	62	61	53	59
+ N + pH	59	56	62	61	53	59
Pb	27	30	28	29	2	4
+ N	30	35	32	32	10	4
+ N + pH	32	36	32	35	19	19
Cu	20	18	20	18	12	5
+ N	42	40	42	38	27	18
+ N + pH	42	41	42	40	34	24

Die Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten der Böden, extrahiert nach verschiedenen Methoden, und der Pflanzen zeigen bei den vier Elementen deutliche Unterschiede (Tab. 7). Bei Zn nehmen die einfachen Bestimmtheitsmaße von den Extraktionen mit Mineralsäuren über organische Komplexbildner bis zu Neutralsalzen deutlich zu und erreichen hier Werte von über 50 %. Die Einbeziehung der N-Gehalte der Pflanzen und der pH-Werte führte bei den Säure- und Komplexbildner-Methoden zu einer Verbesserung der Beziehungen, die bei DTPA und EDTA an die einfachen Bestimmtheitsmaße für die Neutral-Salz-Methoden heranreichen. Der Einfluß des N-Gehaltes ist in den meisten Fällen deutlich größer als der des pH-Wertes. Bei Cd sind

die einfachen Beziehungen bei allen Methoden mit $B = 52$ bis 62 als eng zu bezeichnen; die Einbeziehung der N- und pH-Werte erbrachte keine Verbesserung.

Die Beziehungen zwischen den Pb-Gehalten von Böden und Pflanzen waren bei Extraktion mit Säuren und Komplexbildnern mäßig ($B = 28$), bei Neutralsalzen unzureichend. Die Einbeziehung von N-Gehalten und pH-Werten ergab bei Extraktion mit Ca-Salzen eine deutliche Zunahme der Bestimmtheitsmaße von 2 bzw. 4 auf 19 %. Bei Cu liegen die einfachen Bestimmtheitsmaße in der Größenordnung wie bei Pb; die Einbeziehung des N-Gehaltes erbrachte bei allen Methoden eine deutliche Verbesserung. Die Einbeziehung weiterer Parameter in die multiple Korrelationsrechnung war bei Pb und Cu ohne Einfluß.

2. Getreide im Harzvorland, Auen von Harzflüssen und der älteren Elbmarsch.

Im Auftrag des Niedersächsischen MELF werden seit 1981 in Gebieten mit erhöhten bis extrem hohen Schwermetallgehalten in Böden Untersuchungen von landwirtschaftlichen Produkten auf die Belastung mit Schwermetallen durchgeführt. In Bodenproben wurden zusätzlich zur Bestimmung der Gehalte im Königswasseraufschluß bei Cadmium und Zink die CaCl_2 -lösliche Fraktion sowie pH-Wert und Gehalte an organischer Substanz und Phosphor nach der Wasser- und CAL-Methode bestimmt.

Ergebnisse

In Tabelle 8 sind die Cadmium- und Zinkgehalte von Ackerböden im Königswasseraufschluß angegeben. Dabei sind die jeweils kleinsten Werte aufgeführt sowie die Gehalte, die von einem bestimmten prozentualen Anteil der Stichproben - 25, 50, 75 bzw. 100 % - unterschritten werden (Perzentile). Die 50. Perzentile werden auch als Medianwerte (\tilde{x}) bezeichnet; das 100. Perzentil ist mit dem höchsten Wert identisch. Die Regionen 1, 2 und 3 (Harzvorland) sind überwiegend geogen, die Regionen 4, 5 und 6 (Flußauen und Elbmarsch) anthropogen belastet. Im nördlichen Harzvorland wurden bei den

Untersuchungen 1981 zahlreiche Lößstandorte mit "normalen" Schwermetallgehalten erfaßt, während 1982 fast ausschließlich Standorte mit Kreideverwitterungsböden untersucht wurden.

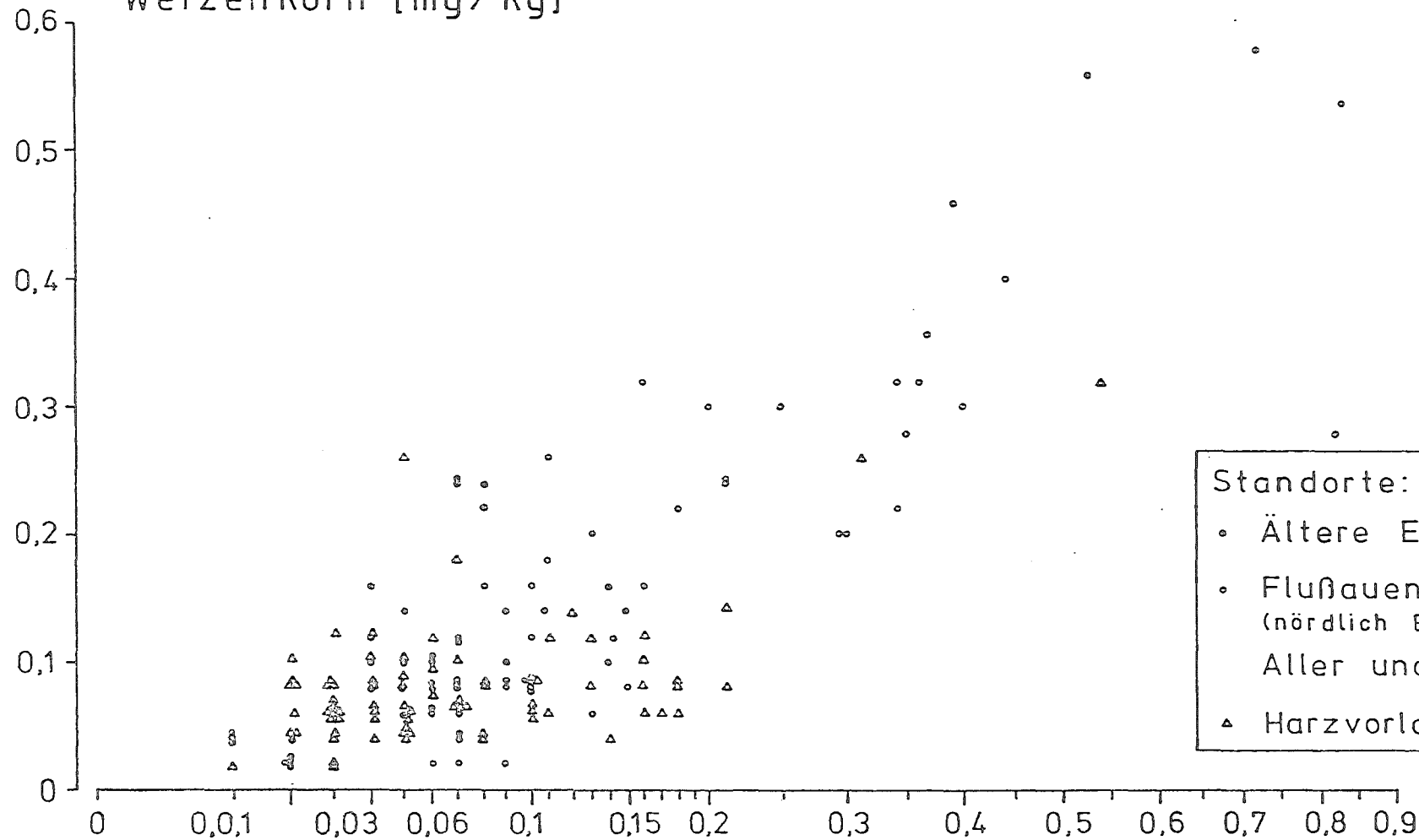
Die Cadmiumgehalte von Weizenkorn (Tab. 9) lagen in den Regionen 1, 2 und 3 zumeist zwischen 0,01 und 0,1 mg/kg Trockensubstanz. Nur vereinzelt wurden hier höhere Werte festgestellt. In den Regionen 4 und 5 traten zu über 50 % höhere Werte auf. In Region 6 lagen die Gehalte in der Regel deutlich über 0,1 mg/kg, 25 % oberhalb von 0,5 mg/kg.

In Tab. 10 sind die Beziehungen zwischen den Cd-Gehalten von Boden- und Weizenproben aufgeführt. In den Regionen 1 - 5 sind die Beziehungen bei Extraktion mit CaCl_2 deutlich enger als mit Königswasser (KW). Die geringen Bestimmtheitsmaße für Region 3 sind darauf zurückzuführen, daß die Gehaltswerte von Böden und Weizenkorn nur eine geringe Variationsbreite aufwiesen. Lediglich für die extrem belasteten Auen von Oker und Innerste (Region 6) bestehen keine Unterschiede zwischen den Methoden. Die Einbeziehung des pH-Wertes brachte für die Königswasseraufschlüsse für die Regionen 1 - 5 eine deutliche, zum Teil signifikante Straffung der Beziehung. Keine Verbesserung der Beziehung brachte die Berücksichtigung der Gehalte an Feinerde, organischer Substanz, P-Wasser und P-CAL, obwohl diese innerhalb der Untersuchungsgebiete erheblich variierten.

Die Beziehung zwischen Cd-CaCl_2 in Böden und Cd im Weizen ist in Abb. 2 dargestellt. Wird für die Bewertung der Cd-Belastung von Brotgetreide der doppelte Richtwert des BGA (0,236 mg Cd/kg TS) als Toleranzwert angenommen, so wird dieser im Durchschnitt bei Bodengehalten von 0,2 mg Cd-CaCl_2 erreicht. Die entsprechenden Werte für Königswasser-Extraktion liegen bei 0,2 - 0,5 mg in der Elbmarsch, bei 1,5 in den Auen von Oker und Innerste und oberhalb von 3 mg auf Standorten im Harzvorland.

Abbildung 2: Beziehung zwischen dem Cadmiumgehalt von Weizenkorn und Boden (CaCl₂-Methode)

Cadmiumgehalt im
Weizenkorn [mg/kg]



Cadmiumgehalt im Ackerboden [mg/kg]

Calciumchloridmethode

Untersuchungen im Jahre 1983 auf tonarmen Sandböden ergaben, daß der Cd-Toleranzwert für Weizen bei 0,2 mg Cd-CaCl₂ erreicht wird. Auf diesen Standorten war das CaCl₂-lösliche Cd annähernd so hoch wie bei der Königswasser-Methode, d.h. der Toleranzwert wurde bereits bei KW-Cd-Gehalten von ca. 0,2 mg Cd/kg erreicht.

Die Cd-Gehalte in Gerste erreichten bei vergleichbaren Standorten im Schnitt weniger als 50 % der Gehalte von Weizen. Die wenig engen Beziehungen zwischen den Gehalten von Böden und Gerstenkorn in Region 3 werden auf die gleiche Ursache zurückgeführt, wie bei Weizen (Tab. 12). Auch bei den hochbelasteten Böden aus dem Oker- und Innerstetal entsprechen die Verhältnisse denen beim Weizen. Im Okertal (nördlich von Braunschweig), dem Aller- und Leinetal sowie der älteren Elbmarsch wurde keine Gerste untersucht, da ihr Anbau ohne Bedeutung ist.

Hafer wurde nur in den Regionen 2 und 5 untersucht. Die Gehalte lagen geringfügig unter denen von Weizen. Die Bestimmtheitsmaße für die Beziehungen zwischen den Gehalten im Hafer und bei Königswasser-Extraktion betrugen 58 % und stiegen bei Einbeziehung des pH-Wertes auf 71 %, erreichten jedoch nicht das sehr hohe Bestimmtheitsmaß der CaCl₂-Extraktion von 86 %.

Tab. 8

Cadmium- und Zinkgehalte von Ackerböden im Königswasserauszug (mg/kg Boden)

Region	n	Cadmium					Zink				
		kl. Wert	25. Perzentil	50. Perzentil	75. Perzentil	100.	kl. Wert	25. Perzentil	50. Perzentil	75. Perzentil	100.
1 Westl. Harzvorl.	130	0,1	0,2	0,4	0,6	1,4	34	72	107	143	2620
2 Nördl. Harzvorl. (1981)	240	0,1	0,4	0,7	1,3	4,7	32	78	106	162	1642
3 Nördl. Harzvorl. (1982)	118	0,1	0,4	0,6	1,0	3,0	58	88	119	166	520
4 Oker (nörd- lich BS), Aller, Leine	158	0,1	0,2	0,4	1,5	8,8	14	56	127	349	2240
5 Ältere Elbmarsch	30	0,1	0,1	0,1	0,2	0,5	30	46	53	76	176
6 Innerste, Oker (süd- lich BS)	276	0,1	1,0	4,1	8,2	71,0	42	226	1018	2318	5039

kl. Wert = kleinster Wert

Tab. 9

Cadmiumgehalte von Weizen (mg/kg Trockensubstanz)

Region	n	kleinster Wert	25.	50. Perzentil	75.	100.
1 Westl. Harzvorl.	33	0,04	0,06	0,07	0,08	0,32
2 Nördl. Harzvorl. (1981)	88	0,01	0,03	0,04	0,05	0,28
3 Nördl. Harzvorl. (1982)	45	0,02	0,06	0,07	0,08	0,26
4 Oker (nörd- lich BS), Aller, Leine	52	0,02	0,06	0,16	0,32	1,38
5 Ältere Elbmarsch	27	0,04	0,08	0,12	0,17	0,56
6 Innerste, Oker (süd- lich BS)	80	0,05	0,18	0,31	0,53	2,65

Tab. 10

Bestimmtheitsmaße ($B = r^2 \times 100$) für die Beziehungen zwischen den Cadmiumgehalten von Böden und Weizenkorn sowie für die multiplen Regressionen unter Einbeziehung der pH-Werte bzw. Feinerdegehalte ($\% < 6 \mu\text{m}$)

Variable a : Variablen b u. c : Region	n	Cd-KW ¹⁾	C d - W e i z e n				+pH	+ % < 6 μm
			+pH	+ % < 6 μm	Cd-CaCl ₂			
1 Westl. Harzvorland	33	18	45	19	71		72	77
2 Nördl. Harzvorland (1981)	88	42	47	43	52		54	52
3 Nördl. Harzvorland (1982)	45	1	12	1	6		12	6
4 Oker (nördl. BS) Aller, Leine	52	33	42	34	73		73	73
5 Ältere Elbmarsch	27	34	55	38	69		69	74
6 Innerste, Oker (südl. BS)	80	79	79	79	74		76	76
Harzvorland (1-3)	166	27	30	28	48		48	48
Harzvorland, Oker (nördl. BS), Aller, Leine, Elbmarsch (1-5)	245	25	32	25	54		54	54

1)
KW = Königswasser

Tab. 11

Cadmiumgehalte von Gerste (mg/kg Trockensubstanz)

Region	n	kleinster Wert	25. Perzentil	50. Perzentil	75. Perzentil	100. Perzentil
1 Westl. Harzvorland	58	0,02	0,02	0,02	0,04	0,08
2 Nördl. Harzvorland (1981)	70	0,03	0,04	0,05	0,05	0,11
3 Nördl. Harzvorland (1982)	30	0,01	0,02	0,04	0,06	0,10
6 Innerste, Oker	79	0,03	0,07	0,11	0,23	0,65

Tab. 12

Bestimmtheitsmaße ($B = r^2 \times 100$) für die Beziehungen zwischen den Cadmiumgehalten von Böden und Gerstenkorn sowie für die multiplen Regressionen unter Einbeziehung der pH-Werte bzw. Feinerdegehalte ($\% < 6 \mu\text{m}$)

Variable a: Variablen b u. c: Region	n	Cd-KW	Cd - Gerste				+pH	+% < 6µm
			+pH	+% < 6µm	Cd-CaCl ₂			
1 Westl. Harzvorland	58	7	17	18	-		-	-
2 Nördl. Harzvorland (1981)	70	71	71	71	87		87	87
3 Nördl. Harzvorland (1982)	30	10	13	18	6		11	18
6 Innerste, Oker	79	56	56	56	30		31	36

Die Beziehungen zwischen Zinkgehalten im Boden und Weizen bzw. Gerste sind überwiegend lockerer als bei Cadmium und zeigen bei Betrachtung aller Regionen ebenfalls eine deutliche Überlegenheit der CaCl_2 -Extraktion. Die Einbeziehung weiterer Parameter (pH-Wert, Fraktion 6μ) brachte keine Straffung der Beziehungen. Die Medianwerte für die Zinkgehalte der Böden (Tab. 8) liegen bei 50 mg/kg (Region 5), 100 bis 130 mg (Regionen 1, 2, 3 und 4) bzw. 1000 mg/kg (Region 6). Im Weizenkorn wurden in einer davon abweichenden Rangfolge von 30 - 40 mg Zn/kg (Regionen 1, 2 und 3), 40 - 70 mg (Regionen 5 und 6) bzw. 50 - 90 mg (Region 4) festgestellt.

Die Beziehungen zwischen den Zinkgehalten von Böden und Getreidekorn sind zumeist weniger eng als bei Cadmium (Tab. 13 und 14). Bei zusammenfassender Auswertung für Weizen aus den Regionen 1 bis 5 erbrachte die CaCl_2 -Methode eine deutlich engere Beziehung als die Königswasser-Extraktion. Die Einbeziehung von pH-Wert und Feinerdeanteil erbrachte keine Straffung dieser Beziehungen.

Tab. 13

Bestimmtheitsmaße ($B = r^2 \times 100$) für die Beziehungen zwischen den Zinkgehalten von Böden und Weizenkorn sowie für die multiplen Regressionen unter Einbeziehung der pH-Werte bzw. Feinerdegehalte ($\% < 6 \mu\text{m}$)

Variable a : Variablen b u. c : Region	n	Z n - W e i z e n					
		Zn-KW	+pH	+ % < 6 μm	Zn-CaCl ₂	+pH	+ % < 6 μm
1 Westl. Harzvorland	33	70	75	70	71	73	72
2 Nördl. Harzvorland (1981)	88	35	36	36	31	31	31
3 Nördl. Harzvorland (1982)	45	10	10	11	6	7	7
4 Oker (nördl. BS) Aller, Leine	52	20	38	26	53	53	53
5 Ältere Elbmarsch	27	2	30	7	1	25	7
6 Innerste, Oker (südl. BS)	80	51	57	52	25	30	27
Harzvorland	166	16	18	16	32	33	33
Harzvorland, Oker (nördl. BS), Aller, Leine, Elbmarsch	245	18	23	18	41	42	41

Tab. 14

Bestimmtheitsmaße ($B = r^2 \times 100$) für die Beziehungen zwischen den Zinkgehalten von Böden und Gerstenkorn sowie für die multiplen Regressionen unter Einbeziehung der pH-Werte bzw. Feinerdegehalte ($\% < 6 \mu\text{m}$)

Variable a: Variablen b u. c: Region	n	Z n - G e r s t e					
		Zn-KW	+pH	+% < 6 μm	Zn -CaCl ₂	+pH	+% < 6 μm
1 Westl. Harzvorland	58	22	27	25	-	-	-
2 Nördl. Harzvorland (1981)	70	16	17	20	-	-	-
3 Nördl. Harzvorland (1982)	30	21	23	26	18	18	18
6 Innerste, Oker	79	36	36	36	26	40	27

3. Vegetationsversuche nach Neubauer

Es ist zur Zeit ungeklärt, welches Element die eingangs beschriebenen Vegetationsschäden in den Auen von Oker und Innerste verursacht. Bis Mitte der 70er Jahre wurden die Schäden in der Innersteniederung auf Blei und in der Okerniederung auf Zink und/oder Kupfer zurückgeführt. Da aber die Gehalte an Blei und Kupfer in gesunden und geschädigten Pflanzen kaum differieren, die Gehalte an Zink und Cadmium aber in weiten Bereichen variieren und in geschädigten Pflanzen deutlich höher sind, werden die Schäden heute überwiegend auf Cadmium- und Zinktoxizität zurückgeführt. Dem steht gegenüber, daß Pflanzen an natürlichen Standorten selten die Gehalte an Cadmium und Zink überschreiten, die in Gefäßversuchen als Schadschwelle ermittelt wurden.

Als Beitrag zur Klärung dieser Fragen wurden Vegetationsversuche in Anlehnung an den Keimpflanzentest nach Neubauer durchgeführt. Im Gegensatz zu vergleichbaren Arbeiten anderer Autoren, die die Schwermetallkonzentrationen in Böden durch Zusatz von Schwermetallsalzen veränderten, wurden die Gehalte an austauschbarem Cadmium und Zink unterschiedlich hoch belasteter Böden, die als pflanzenverfügbar angesehen werden, durch Perkolation verringert. Dazu wurden 3 Serien angesetzt:

Serie 1:

In dieser Untersuchung wurden 22 Böden aus dem Okertal mit Gehalten zwischen 0,3 und 158 mg Cd je kg und 61 bis 6614 mg Zn je kg Boden eingesetzt. Zur Verringerung der Gehalte an Cadmium und Zink wurden 0,5 kg Boden mit 1000 ml 0,1 M und 0,5 M CaCl_2 perkoliert und anschließend mit 1 bzw. 2 l Wasser nachgewaschen. In den Eluaten wurden die Gehalte an Cadmium, Zink, Magnesium und Kalium bestimmt. Die letzteren wurden, um einer unterschiedlichen Ernährung vorzubeugen, dem belasteten Boden in aliquoten Mengen als Chloride zugesetzt. Anschließend wurden die Chloride weitgehend ausgewaschen, die Böden getrocknet und homogenisiert.

Serie 2:

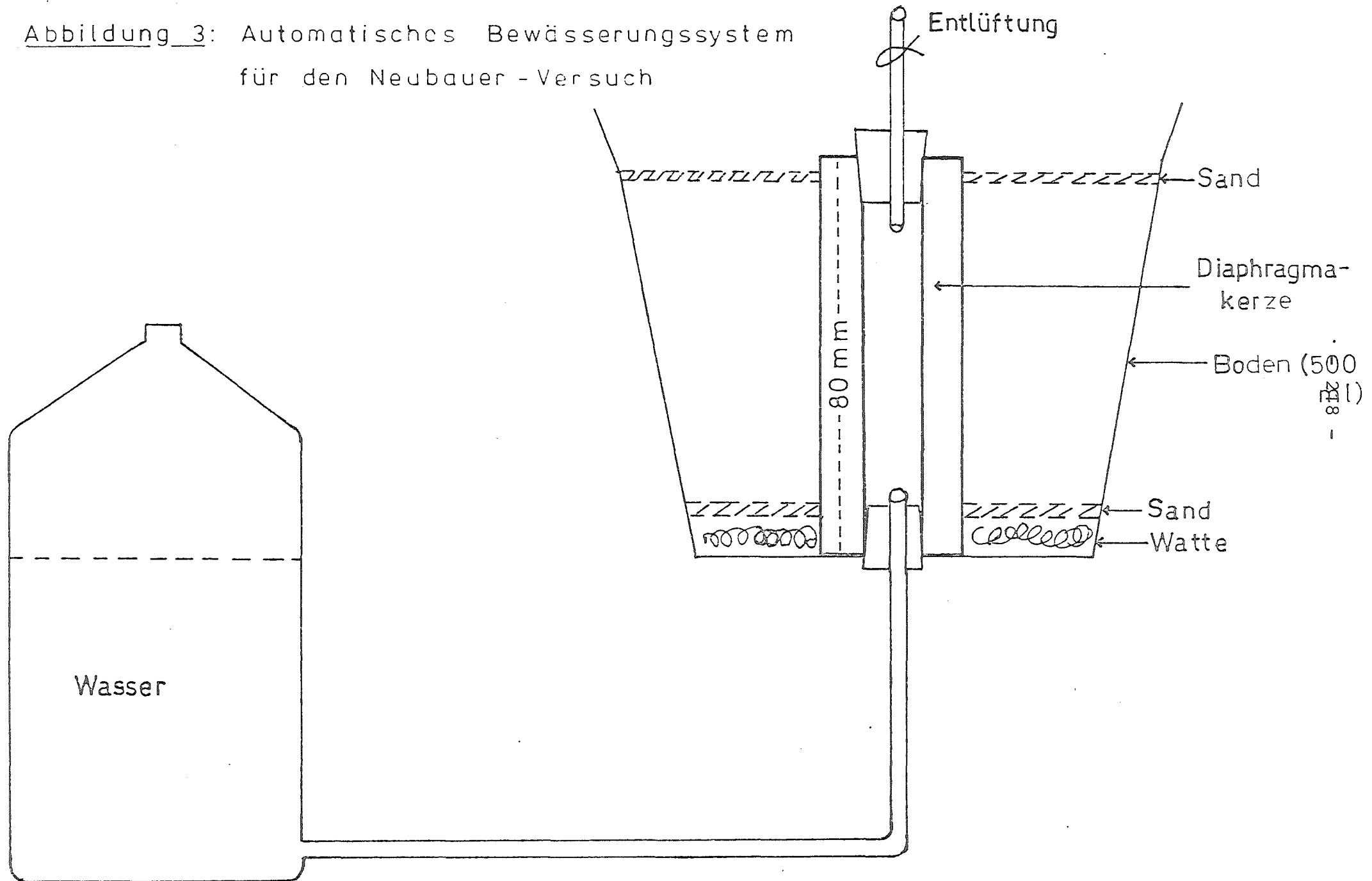
Bei dieser Untersuchung wurden 4 Böden aus verschiedenen Regionen der Bundesrepublik mit Cadmiumgehalten von 0,4 bis 64,2 und Zinkgehalten zwischen 84 und 5234 mg je kg Boden verwendet. Zur Erfassung der Einzeleinflüsse von Cadmium und Zink wurden Perkolationen mit 0,5 m CaCl_2 durchgeführt und von den im Eluat vorgefundenen Gehalten an Cadmium und Zink neben Kalium und Magnesium jeweils in einer Variante zusätzlich Cadmium und in der anderen zusätzlich Zink zugeführt, so daß jeweils nur ein Schadelement vermindert wurde. Eine Auswertung der Ergebnisse war nicht möglich, da der Aufwuchs wegen erheblichen Wachstumsdepressionen bei Gerste und Spinat für eine Analyse bei den meisten Varianten nicht möglich war. Die Ursache der Depressionen konnte nicht ermittelt werden.

Serie 3:

Bei der Auswertung der Serie 1 stellte sich heraus, daß trotz des K- und Mg-Ausgleiches in unbehandelten und behandelten Böden zum Teil erhebliche Unterschiede in den Pflanzengehalten an K und Mg auftraten, die möglicherweise Ertragsbeeinflussungen bewirkten. Um diese zu eliminieren, wurde ein Sand-Löß von pH 3,5, 3 mg K/100 ml Boden und 2 mg Mg/100 ml Boden durch unterschiedliche Gaben an CaO , MgO und K_2O auf pH 5,7 gebracht, wobei die Gehalte an Kalium und Magnesium folgende Abstufungen aufwiesen: 3, 5, 7, 13, 18 und 28 mg und 2, 6, 9, 12 und 18 mg Mg/100 ml Boden (K- und Mg-Bestimmung in CaCl_2 -Extraktion). Jede K-Stufe wurde jeweils mit den 5 Mg-Stufen in 4 Wiederholungen angesetzt.

Als Versuchsgefäße dienten Plastikgefäße von 500 ml Inhalt. Die Versuche wurden in je 4 Wiederholungen angesetzt. Als Versuchspflanze wurde Gerste gewählt, die sich in Vorversuchen gegenüber anderen Getreidearten, Spinat, Raps, Senf und Mais als überlegen erwiesen hatte. Zur Vermeidung des Verdünnungseffektes wurden die Versuchsböden entgegen der sonst üblichen Handhabung nicht mit Sand vermischt. Durch Bewässerung mittels Filterkerzen sollte eine gleichmäßige Wasserversorgung sichergestellt und ein Verschlämmen der Böden beim Bewässern verhindert werden (Abb. 3). Füllen und Entlüftung des Systems erfolgte durch Anheben des Vorratsgefäßes. Die Vegetationsgefäße wurden in einem Gewächshaus aufgestellt. Die Vegetationsdauer betrug jeweils 4 Wochen.

Abbildung 3: Automatisches Bewässerungssystem
für den Neubauer - Versuch



Ergebnisse

In den Abbildungen 4 und 5 sind die ausgewaschenen Cd- bzw. Zn-Mengen in Abhängigkeit von den Gehalten der Böden im Königs-wasseraufschluß aufgetragen (Serie 1). Durch Perkolation mit 0,5 m CaCl_2 wurden von Cadmium im Mittel 60,7 % (15,4 - 100 %) und von Zink 14,5 % (0,35-99 %) der KW-löslichen Fraktion eluiert. Bei Cadmium stieg der eluierte Anteil mit steigendem KW-Wert. Im Falle von Zink ergaben sich die höchsten Anteile bei einer mittleren Belastung von 300-1000 mg Zn-KW je kg Boden.

Die eluierten Mengen an Cadmium und Zink hatten keinen Einfluß auf den Ertrag an Gerste. Behandelte wie unbehandelte Varianten zeigten, unabhängig von den Gesamtgehalten, mehr oder weniger ausgeprägte Chlorosen. Der Ertrag an Trockensubstanz lag im Mittel aller Ansätze bei den behandelten Varianten um 7 % unter den Vergleichswerten mit einer Variationsbreite von - 0,31 bis + 6 %. Zwischen Ertragsabfall und Ausmaß der Dekontamination sowie der Gesamtbelastung bestand kein Zusammenhang. Auch die zum Teil abweichenden Gehalte von Magnesium und Kalium in den behandelten Varianten, die trotz der Rückführung der eluierten Anteile an diesen Nährstoffen auftraten, konnten nicht für die Ertragsabfälle herangezogen werden (vgl. Serie 3).

Die Cadmium-Gehalte im Pflanzenaufwuchs stiegen in den unbehandelten Varianten mit steigendem Cd-Gehalt im Boden - bei beiden Extraktionsmethoden - an (Abb. 6 und 7). Durch die Auswaschung mit CaCl_2 wurden die Gehalte deutlich gesenkt und erreichten bei hoch belasteten Böden zum Teil Gehalte im Bereich unbehandelter Varianten wenig belasteter Böden. Die Behandlung mit 0,5 m-Lösung war gegenüber 0,1 m-Lösung deutlich effizienter. Nur in 2 Proben lag die 0,1 m-Variante über dem Vergleichsboden. Es wird angenommen, daß in diesen Proben die Auswaschung der Chloride unvollständig war, was zu einer Erhöhung der Cd-Konzentration in der Bodenlösung und damit zu einer erhöhten Aufnahme führte. In keinem Fall wurde im Aufwuchs die Toxizitätsgrenze von 10 mg/kg TS (Deller, 1982) erreicht.

Abbildung 4: Ausgewaschen Cd-Menge in Abhängigkeit vom Cd-Gehalt des Bodens (Königswasseraufschluß) bei Behandlung mit 0,1m/l CaCl_2 Lsg. (o) bei Behandlung mit 0,5m/l CaCl_2 Lsg. (Δ)

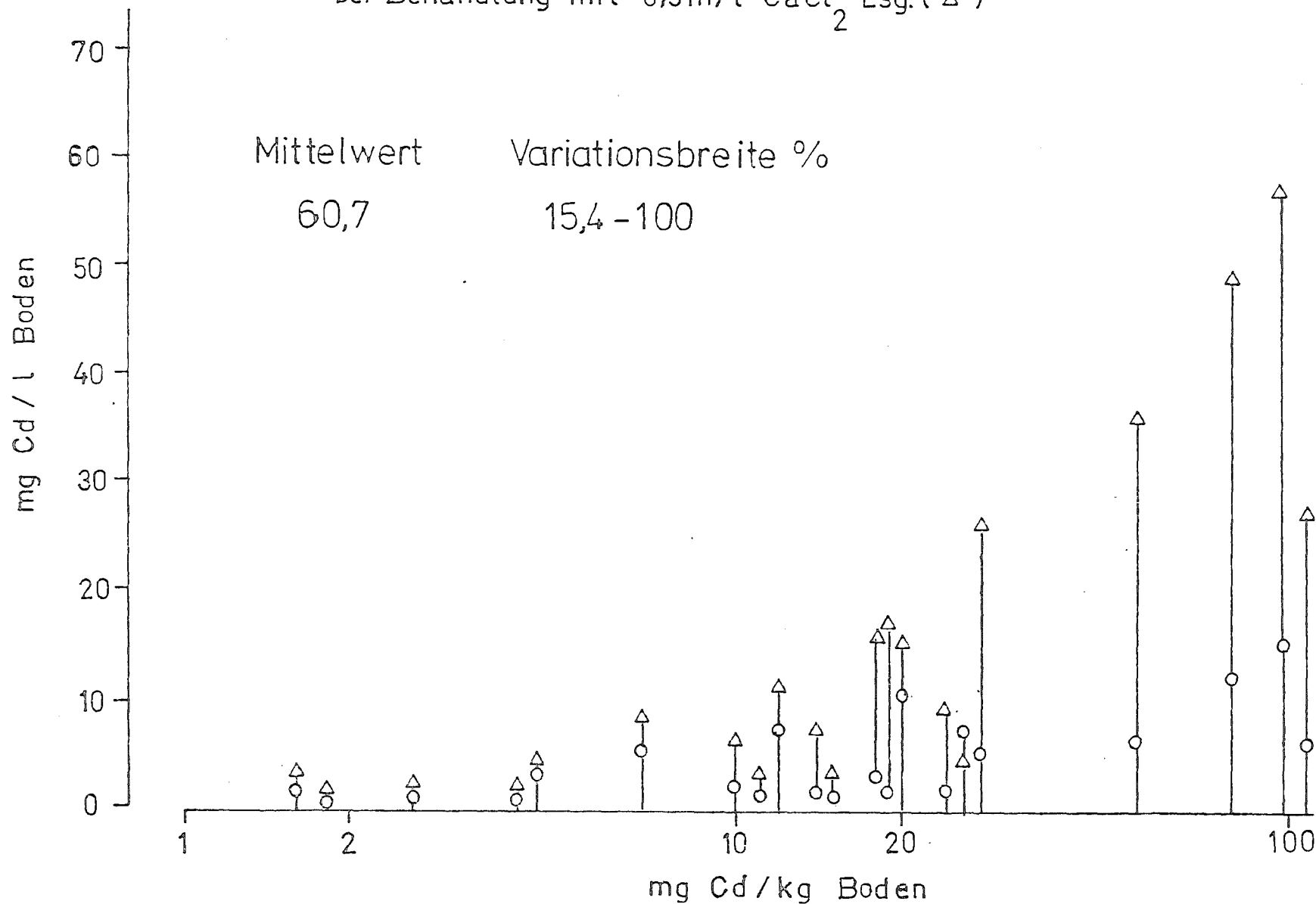


Abbildung 5: Ausgewaschene Zn-Menge in Abhängigkeit vom Zn-Gehalt des Bodens (Königswasseraufschluß)
 bei Behandlung mit 0,1 m/l CaCl_2 Lsg. (o)
 bei Behandlung mit 0,5 m/l CaCl_2 Lsg. (Δ)

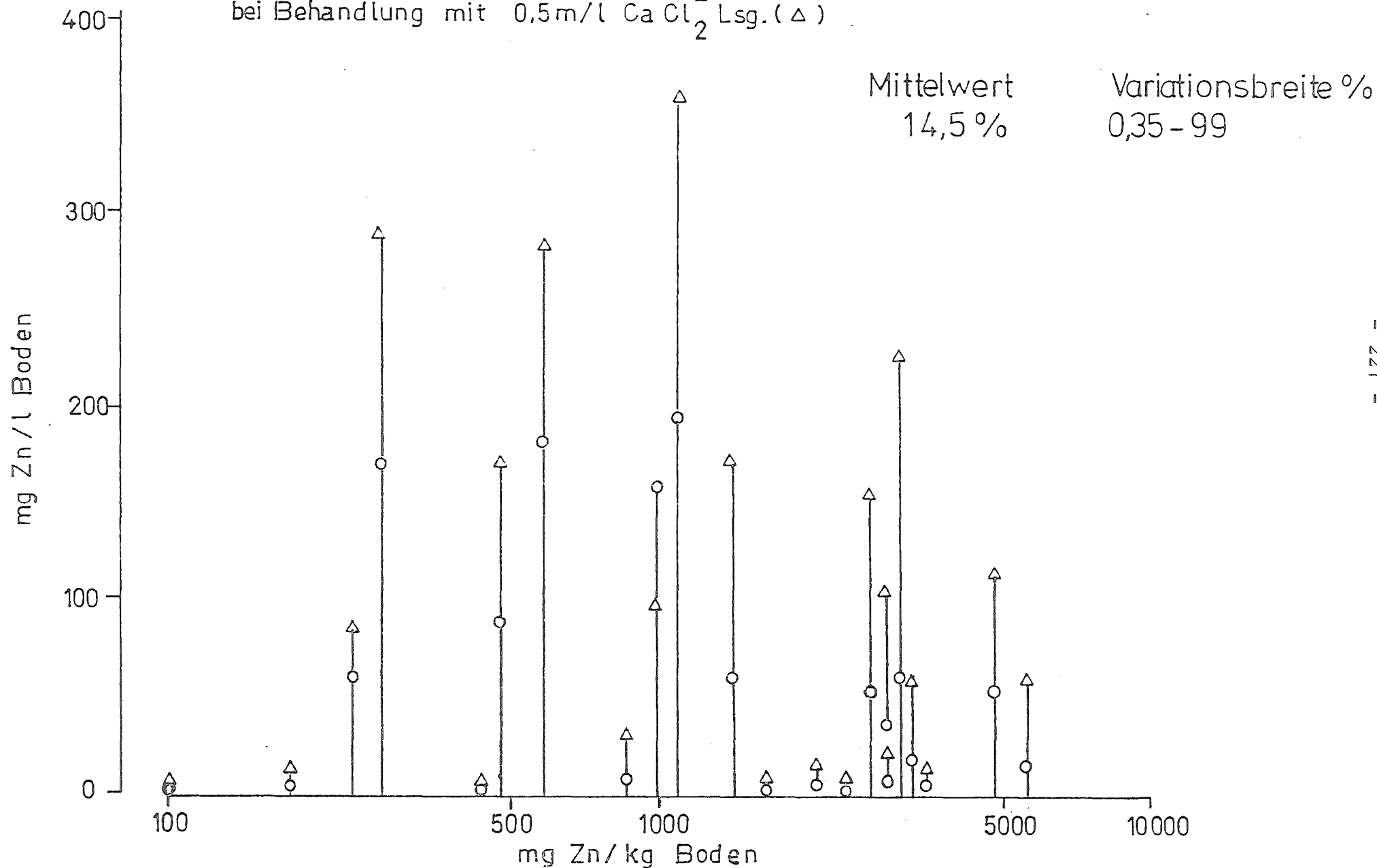
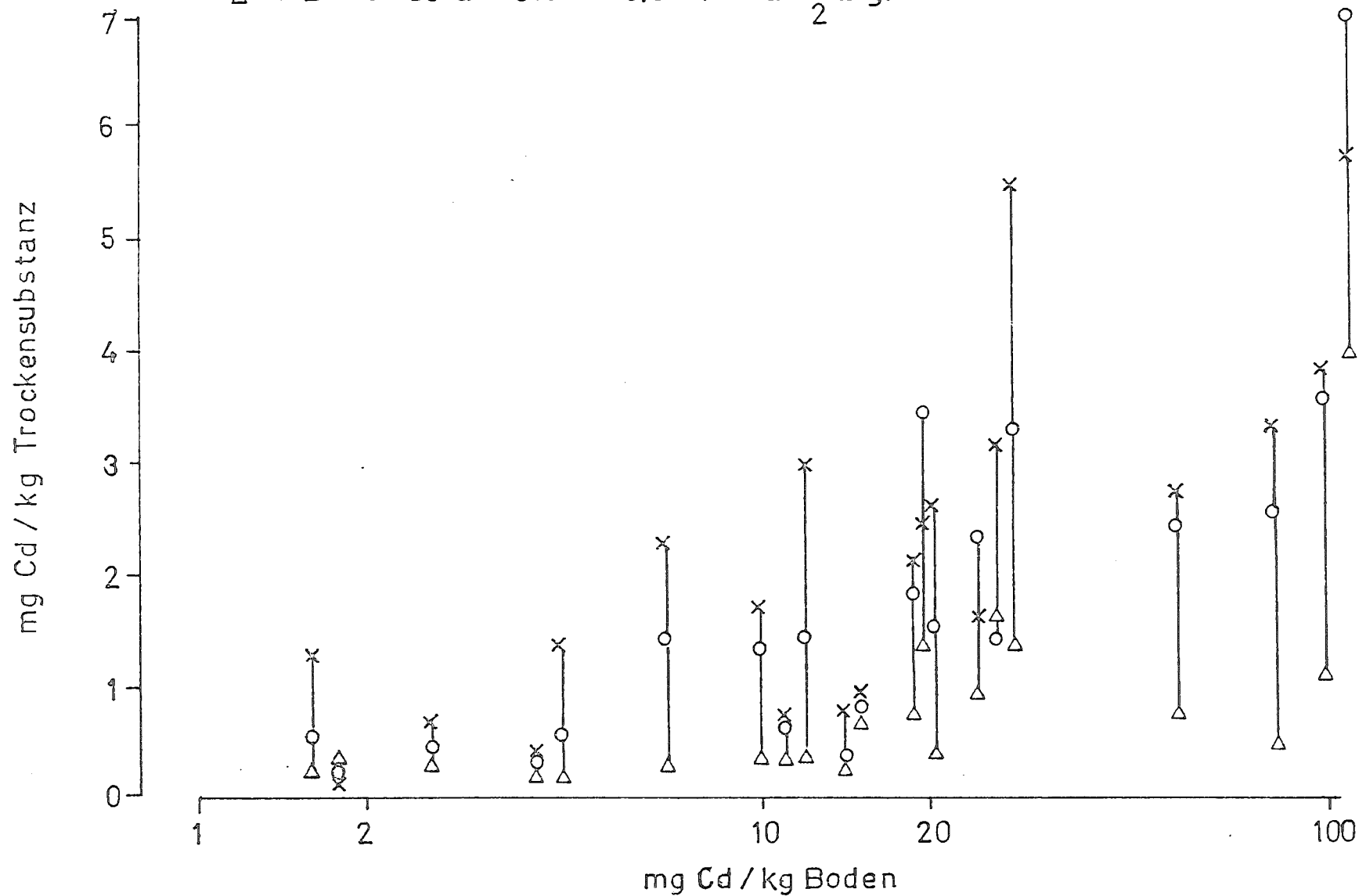


Abbildung 6: Cd-Gehalt von Gerste pflanzen in Abhängigkeit vom Cd-Gehalt des Bodens (Königswasseraufschluß)

- × in nicht behandelten Boden
- in Boden behandelt mit 0,1 m/l CaCl_2 Lsg.
- △ in Boden behandelt mit 0,5 m/l CaCl_2 Lsg.

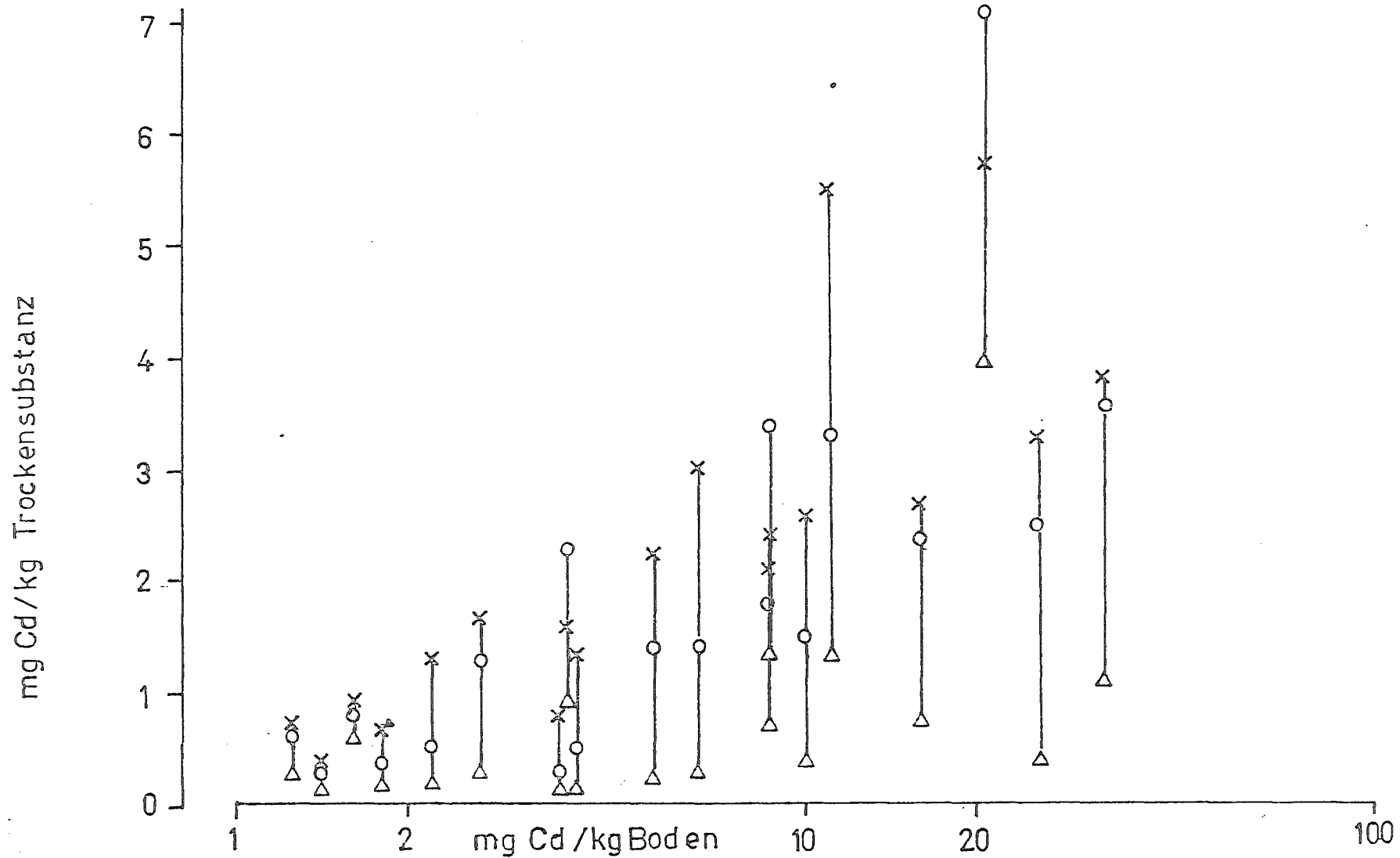


vom Cd-Gehalt des Bodens (CaCl_2 -Extrakt)

x in nicht behandelten Boden

o in Boden behandelt mit 0,1 m/l CaCl_2 Lsg.

Δ in Boden behandelt mit 0,5 m/l CaCl_2 Lsg.



Die Zink-Gehalte im Aufwuchs zeigten lediglich eine Beziehung zur CaCl_2 -löslichen Bodenfraktion (Abb. 8 und 9). Bei der KW-Methode zeigt sich dagegen ein deutliches Maximum bei einer mittleren Belastung von 300 - 1000 mg Zn/kg Boden. Die CaCl_2 -Perkolation brachte auch bei Zink eine deutliche Abnahme der Gehalte im Aufwuchs.

Die Ergebnisse von Serie 3 (K- und Mg-Steigerung) wurden in Tabelle 15 zusammengestellt. Da keine Wechselwirkungen zwischen K- und Mg-Angebot auf den Ertrag festzustellen waren, wurden bei der K-Steigerung die Mg-Stufen (Tabelle 15,1) bzw. bei Mg-Steigerung die K-Stufen (Tabelle 15,2) gemittelt. Steigende K-Gehalte im Boden führten zu einem Anstieg des K-Gehaltes im Aufwuchs. Eine Ertragssteigerung trat nur bis zu einem K-Gehalt von 7 mg K/100 ml Ausgangsboden $\hat{=}$ 3,62 % K i.T. des Aufwuchses ein. Bei höheren K-Gehalten im Ausgangsboden bzw. in der Pflanzensubstanz war ein deutlicher Ertragsabfall zu verzeichnen. Steigende Mg-Gehalte im Boden führten zu entsprechendem Anstieg der Mg-Gehalte im Aufwuchs. Eine eindeutige Auswirkung auf den Ertrag war nicht festzustellen.

Tabelle 15: Erträge an Gerstenaufwuchs im Neubauertest

1.) Kaliumsteigerung (Mittel aus allen Mg-Stufen; 100 = 1,82 g TM/
Gefäß

Bodengehalte mg K/100 ml Boden		K-Gehalte Aufwuchs % TM	Ertrag relativ
Aussaat	Ernte		
3	1	2,57	100
5	1	3,06	106
7	1	3,62	<u>112</u>
13	3	4,31	110
19	5	4,64	109
28	12	4,98	99

2.) Magnesiumsteigerung (Mittel aus allen K-Stufen; 100 = 1,91 g TM/
Gefäß

Bodengehalte mg Mg/100 ml Boden		Mg-Gehalte Pflanze % TM	Ertrag relativ
Aussaat	Ernte		
2	2	0,21	100
6	4	0,25	107
9	7	0,29	100
12	9	0,31	103
18	13	0,37	98

Abbildung 8: Zn-Gehalt von Gerstenpflanzen in Abhängigkeit vom Zn-Gehalt des Bodens (Königswasseraufschluß)

x in nicht behandelten Böden

o in Böden behandelt mit 0,1 m/l CaCl_2 Lsg.

Δ in Böden behandelt mit 0,5 m/l CaCl_2 Lsg.

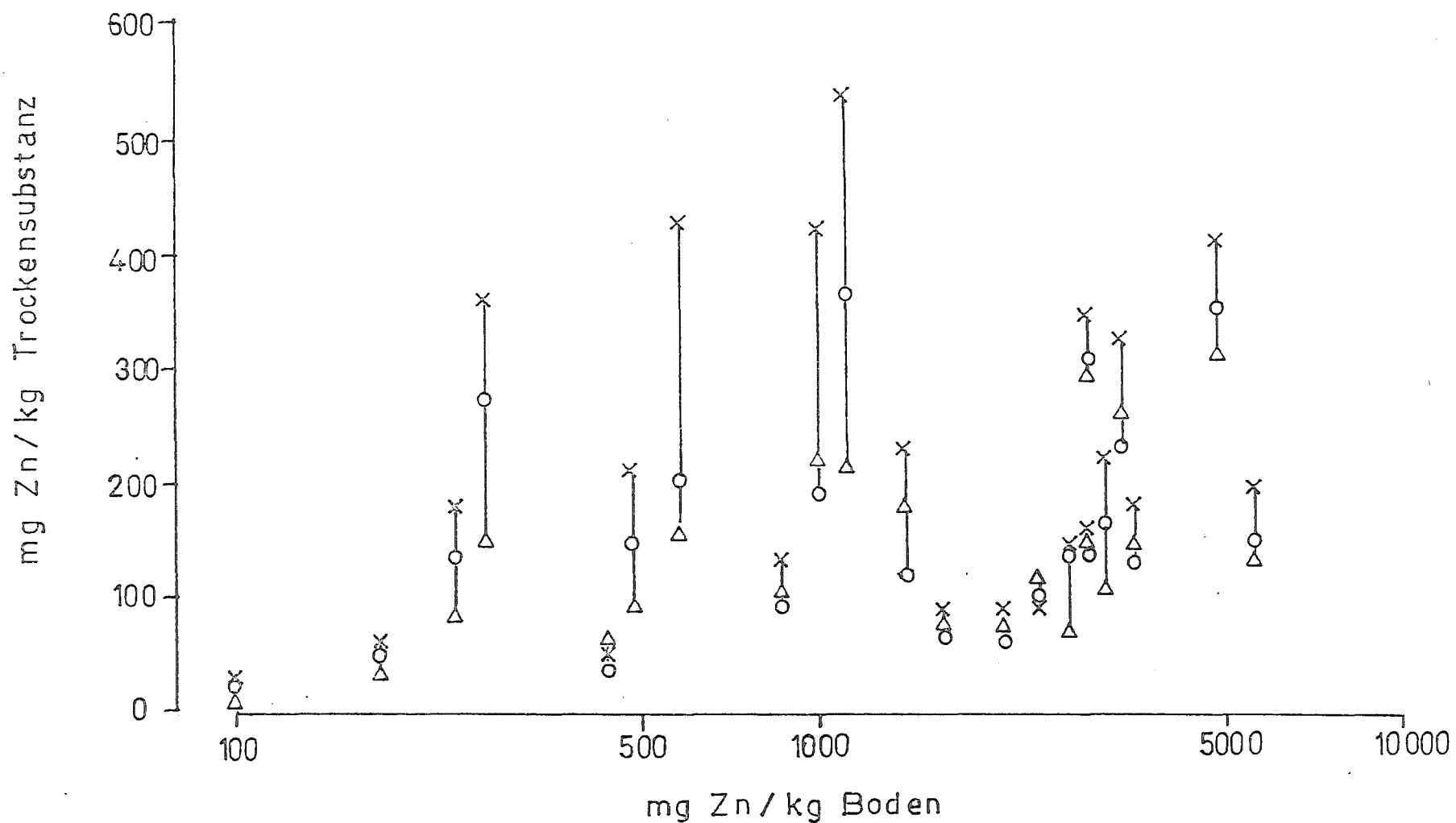
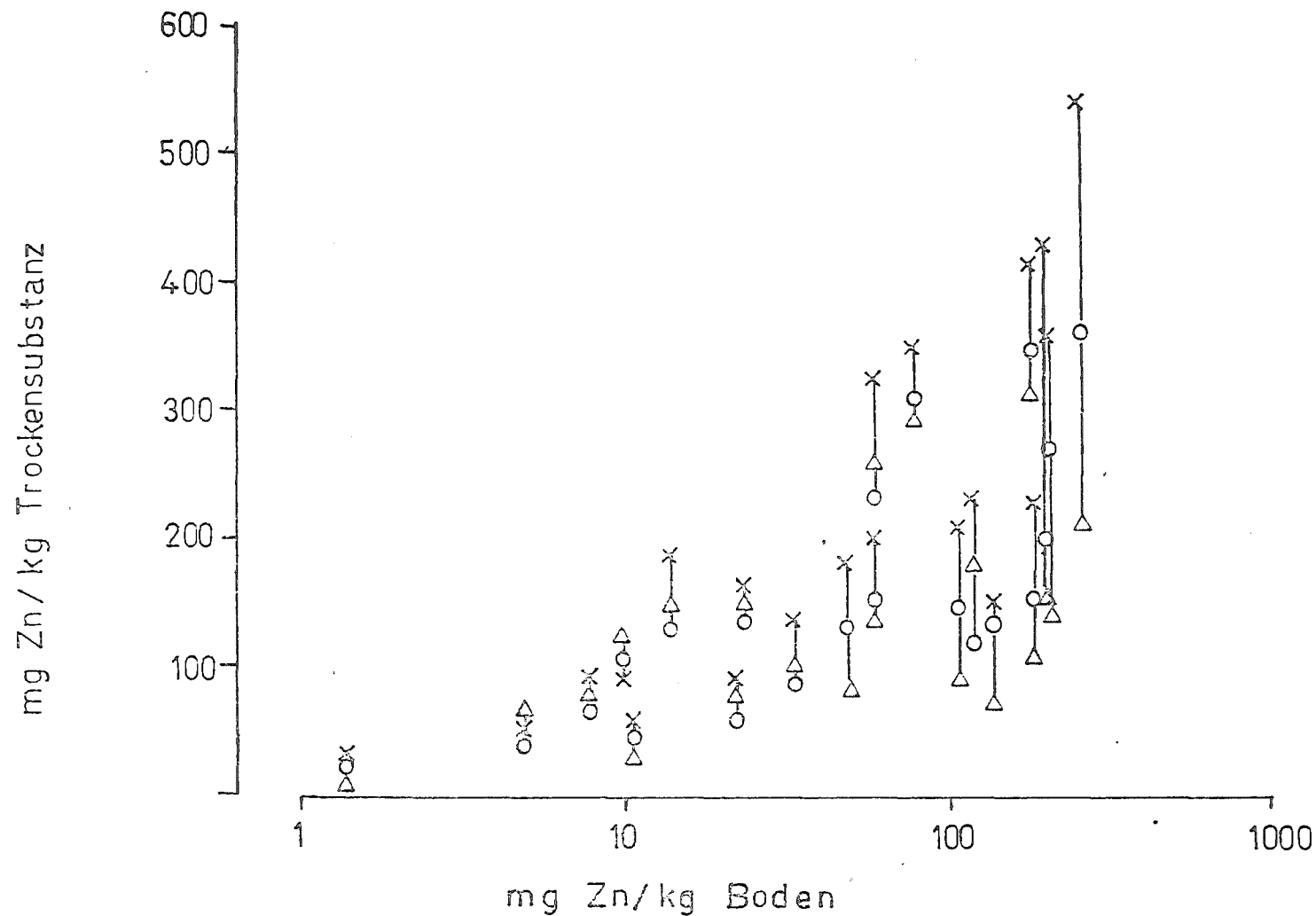


Abbildung 9: Zn-Gehalt von Gerstenpflanzen in Abhängigkeit vom Zn-Gehalt des Bodens (CaCl_2 -Extrakt)

x in nicht behandelten Boden

o in Boden behandelt mit 0,1 m/l CaCl_2 Lsg.

Δ in Boden behandelt mit 0,5 m/l CaCl_2 Lsg.



Diskussion

Zur Charakterisierung schwermetallbelasteter Standorte sind Bodenuntersuchungsmethoden erforderlich, durch die die Schwermetallaufnahme aus dem Boden und letztlich die Anreicherung von Futter- und Lebensmitteln abzuschätzen ist. Zur Zeit werden praktisch ausnahmslos die Gesamtgehalte im Boden bzw. Fraktionen, die diesen weitgehend entsprechen, herangezogen, obwohl die Beziehungen zu Gehaltswerten in Pflanzen unzureichend sind. In der vorliegenden Arbeit werden neben diesen Methoden solche geprüft, die relativ geringe Schwermetallmengen erfassen und die Löslichkeit der Schwermetalle in Abhängigkeit von verschiedenen Bodeneigenschaften wiedergeben. Dabei wurden nur Blei, Cadmium, Kupfer und Zink untersucht, da diese Elemente im Gebiet der Landwirtschaftskammer Hannover regional durch geogene und anthropogene Vorgänge angereichert sind und bei hoher Belastung auf die Vegetation, Nutz- und Waldtiere toxisch wirken. In Erhebungsuntersuchungen wurden die Schwermetallgehalte von Pflanzen (*Poa trivialis* und Getreidekorn) bestimmt und zu entsprechenden Gehalten im Boden in Beziehung gesetzt. In Gefäßversuchen wurde die Möglichkeit geprüft, die Gehaltswerte in Gerstenpflanzen durch Auswaschung der löslichen Schwermetallanteile aus dem Boden zu verringern.

Von den untersuchten Elementen kommt dem Cadmium aufgrund der starken Toxizität wie auch der relativ hohen Löslichkeit im Boden die größte Bedeutung zu. Die Beziehungen zwischen den Gesamt-Cadmium-Gehalten der Böden und denen der Pflanzen erwiesen sich, mit Ausnahme der hoch belasteten Auen von Oker und Innerste, als unzureichend. Extraktionen mit Neutralsalzlösungen erbrachten die engsten Beziehungen. Ihre Überlegenheit kommt insbesondere dann zum Ausdruck, wenn verschiedene Regionen mit unterschiedlichen Standortseigenschaften gemeinsam verrechnet werden. Bei Einbeziehung zusätzlicher Parameter zeigte lediglich der pH-Wert eine Verbesserung der Aussage von Säure-Extraktions-Werten, wenn die pH-Werte der Böden eine größere Variationsbreite aufwiesen. Offensichtlich wird die Löslichkeit des Cadmiums außer durch den pH-Wert und die ebenfalls geprüften Gehalte an Feinerde, organischer Substanz und Phosphor durch weitere Faktoren beeinflusst.

Die Überlegenheit der neutralsalzlöslichen Fraktion wird darauf zurückgeführt, daß Cadmium zu einem hohen Anteil in austauschbarer und damit pflanzenverfügbarer Form vorliegt und dieser mit den betreffenden Untersuchungsmethoden erfaßt wird. Er beträgt auf Standorten des Vorharzraumes mit geogen bedingt erhöhten Gehalten ca. 5 % des Gesamt-Cadmiums und in den Elbmarschen und humosen Sandböden bei relativ niedrigen Gesamtgehalten bis annähernd 100 %. Auch auf stark belasteten Standorten der Oker- und Innersteauen kann er bis zu 70 % betragen.

Diese Unterschiede weisen darauf hin, daß sowohl die Art der Anreicherung - geogen oder anthropogen - als auch die Bodengenese Einflüsse auf die Cd-Löslichkeit ausüben. Die geogen angereicherten Standorte im Harzvorland stellen z.T. Rendzinen mit pH-Werten von mehr als 7,0 dar oder Lößparabraunerden mit teilweise aberodiertem A-Horizont. Die pH-Werte betragen im gesamten Profil 6,5 bis 7,0. Die Auen von Oker und Innerste mit hoher anthropogener Belastung wiesen bei standortsgerechter Grünlandnutzung pH-Werte unter 6,0 auf. Erst seit der Umwandlung in Ackerland in den 60er Jahren wurden sie auf pH 7 aufgekalkt und enthalten heute in der Regel bis zu 0,5 % CaCO_3 . Trotz dieser pH-Erhöhung liegt noch ein relativ hoher Anteil des Cadmiums in austauschbarer Form vor. Es ist darüber hinaus nicht auszuschließen, daß die bis zur Regulierung der Oker und Innerste regelmäßig, und seitdem sporadisch auftretenden Grundwasserschwankungen und Überflutungen einen Einfluß auf die Cd-Mobilität ausüben.

In der älteren Elbmarsch lagen die pH-Werte unter Grünlandvegetation zwischen 4,0 und 4,5. Sie wurden nach Umwandlung in Ackerland in den letzten beiden Jahrzehnten auf ca. 6,0 aufgekalkt. Die erwähnten humosen Sandböden, die in der vorliegenden Arbeit nicht näher dargestellt werden, erfuhren in den 60er Jahren bei pH-Werten zwischen 5,0 und 5,5 eine Cd-Anreicherung. Möglicherweise hat die höhere Cd-Löslichkeit bei den untersuchten Standorten mit anthropogener Belastung eine ihrer Ursachen darin, daß die Bodengenese bei niedri-

geren pH-Werten erfolgte, als bei den Standorten mit geogen bedingter Anreicherung, weshalb die heute gemessenen pH-Werte in Verbindung mit den Gesamt-Cadmium-Gehalten keine wesentlich verbesserte Aussage über die pflanzenverfügbaren Cadmiummengen erlauben.

Von den untersuchten Calciumsalzen war Chlorid besser geeignet als Nitrat. Aufgrund einer Komplexbindung zwischen Chlorid- und Cadmium-Ionen lagen die Cadmiumkonzentrationen bei der CaCl_2 -Extraktion über denen bei der $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Extraktion und im Unterschied zu diesen immer über der Nachweisgrenze des verwendeten Analysenverfahrens.

Zink verhielt sich weitgehend ähnlich dem Cadmium. Der neutralsalzlösliche Anteil am Gesamtgehalt ist allerdings deutlich geringer. Ein Einfluß des pH-Wertes war bei *Poa trivialis* aus den Oker- und Aller-Auen sowie bei Getreide, wenn verschiedene Regionen verglichen wurden, bei Säure-Extraktion festzustellen.

Für die Elemente Blei und Kupfer wurden die Beziehungen zwischen Boden und Pflanze bei *Poa trivialis* und für Blei auch bei Getreide untersucht. Es zeigten sich lockere Beziehungen zwischen den Gesamt-Gehalten des Bodens und den Gehalten in Pflanzen. Auf hoch belasteten Standorten der Oker- und Innerste-Auen können in einzelnen Fällen Wachstumsdepressionen, verbunden mit zwangsläufig erhöhten Schwermetallgehalten, eine erhöhte Schwermetallaufnahme aus dem Boden vorgetäuscht haben. Des weiteren sind namentlich bei Gras Verunreinigungen mit Erdreich nicht auszuschließen, die bei hoch belasteten Böden die Meßwerte für die Pflanzen verfälscht haben können. Die neutralsalzlöslichen Fraktionen erbrachten bei Kupfer und Blei fast nur Gehalte im Bereich der analytischen Nachweisgrenze, wodurch eine sinnvolle Differenzierung der Werte nicht möglich war.

Zur Klärung der Frage, welche Schwermetalle für die Pflanzenschäden auf hoch belasteten Standorten verantwortlich sind, wurden Cd- und Zn-Dekontaminationsversuche durchgeführt. Obwohl die Zn- und Cd-Gehalte von Böden und Gerstenpflanzen deutlich, z.T. bis auf Gehalte nicht kontaminierter Vergleichsböden, gesenkt werden konnten, traten dennoch die typischen Symptome der "Oker- und Innerste-Krankheit" auf. Möglicherweise war in diesen Fällen nicht Zink oder Cadmium, sondern Blei die Hauptursache für die Pflanzenschäden. Es

ist zwar bekannt, daß dieses Schwermetall nur in geringem Umfang in die oberirdischen Pflanzenteile verlagert wird, die hier festgestellten Symptome könnten aber indirekt durch eine Bleitoxizität im Wurzelbereich hervorgerufen worden sein. Die Dekontaminationsversuche weisen auf die Möglichkeit hin, durch geeignete Meliorationsmaßnahmen die Gehalte an den austauschbaren, d.h. pflanzenverfügbaren Fraktionen von Cadmium und Zink und damit die Belastung der Pflanzen zu verringern. Bei der notwendigen Behandlung mit Salzen ist zu berücksichtigen, daß verlagerte Zink- und Cadmiummengen möglicherweise nicht im Unterboden gebunden werden, sondern ins Grundwasser gelangen. Die Gefahr besteht im besonderen Ausmaße in den Auen von Oker und Innerste, wo unterhalb des Auenlehms nahezu tonfreie Kiese und Sande anstehen. Im Oker-tal wird in großem Umfang aus diesen Schichten Trinkwasser gewonnen. Des weiteren sollte bei der Düngung beachtet werden, daß eine Zuführung von Salzen (CaSO_4 und KCl) zu einer vorübergehenden Erhöhung der Cadmium- und Zinkkonzentrationen in der Bodenlösung führen müssen, was zwangsläufig mit einer höheren Aufnahme durch Pflanzen verbunden ist. Auf gefährdeten Standorten und zu problematischen Früchten (z.B. Weizen und Hafer für die Humanernährung) sollten die entsprechenden Düngemaßnahmen, soweit diese bei den heute stark mit Nährstoffen angereicherten Böden überhaupt ökonomisch vertretbar sind, grundsätzlich zu weniger problematischen Fruchtfolgegliedern (Zuckerrüben, Futtergetreide) gegeben werden. Auf Grünlandstandorten sollte die K-Düngung ausschließlich am Ende der Vegetationszeit gegeben werden, damit die Chloride der Wintermonate ausgewaschen werden.

In zahlreichen Weizenproben wurde der Richtwert des Bundesgesundheitsamtes für Cadmium in Brotgetreide von 0,1 mg/kg (bei 85 % Trockensubstanz) überschritten. Der von der amtlichen Lebensmittelkontrolle verwendete "Doppelte Richtwert", d.h. 0,235 mg Cd/kg Trockensubstanz wird auf geogen bedingt angereicherten Standorten des Harzvorlandes bei Gehalten über 3 mg Cd/kg Boden (Königswasser-Methode) erreicht, dem Toleranzgrenzwert der Klärschlammverordnung. In den Auen der Harzflüsse wird dieser Wert bereits bei Bodengehalten

über 1,5 mg Cd, auf Standorten der älteren Elbmarsch und humosen Sandböden nördlich des Mittellandkanals im Gehaltsbereich von 0,2-0,5 mg Cadmium je kg Boden überschritten. Hier bedarf die Klärschlammverordnung einer Korrektur bzw. Ergänzung. Geht man von CaCl_2 -löslichen Fraktionen aus, so ergibt sich, daß der "Doppelte Richtwert" für Getreide in den unterschiedlichen Regionen einheitlich bei 0,2 mg Cd je kg Boden erreicht wird. Mit dieser Methode können die Gehalte von Weizen, wie darüber hinaus von Hafer, hinreichend genau prognostiziert werden.

Der z.Z. diskutierte Höchstgehalt von Futtergetreide, 1 g Cd je kg Trockensubstanz, wurde auch auf den am höchsten belasteten Auen im Oberlauf von Oker- und Innerste, d.h. weit oberhalb des Toleranzgrenzwertes der Klärschlammverordnung, nicht erreicht. Einige Überschreitungen des Richtwertes für Blei in Brotgetreide werden auf Verunreinigungen mit Bodenmaterial oder Immissionen zurückgeführt und stehen in keiner Beziehung zum Toleranzgrenzwert der Klärschlammverordnung.

In *Poa trivialis* wurde der Cd-Richtwert für Futtermittel in einzelnen Fällen überschritten. Dabei ist zu beachten, daß die Probenahme zum Zeitpunkt des Rispenschiebens, d.h. wesentlich nach dem Zeitpunkt des Weideaustriebes erfolgte. Da die Schwermetallgehalte im Frühjahr mit fortschreitendem Wachstum des Grasaufwuchses kontinuierlich abnehmen und verschiedene Grünlandpflanzen ein unterschiedliches Aufnahmevermögen für Cadmium besitzen, lassen die vorliegenden Untersuchungen keine Rückschlüsse auf eine etwaige Belastung von Grünlandaufwuchs zum Weideauftrieb zu.

Zusammenfassung

In Erhebungsuntersuchungen auf Grünland- und Ackerstandorten aus dem Harzvorland, in den Auen der Harzflüsse Oker und Innerste sowie der Aller und Leine, in der älteren Elbmarsch und auf Vergleichsstandorten wurden Rispengras (*Poa trivialis*), Getreide und Böden auf Blei, Cadmium, Kupfer und Zink sowie eine Reihe weiterer Parameter untersucht. Bei den Böden wurden verschiedene Extraktionsmethoden angewandt, um die Eignung der Methoden zur Prognose der Belastung von Nahrungs- und Futterpflanzen auf den betreffenden Standorten zu prüfen. In Gefäßversuchen wurde untersucht, inwieweit durch Dekontamination mit Calciumchlorid die austauschbar gebundenen Cadmium- und Zinkanteile des Bodens sowie die Gehalte von Gerstpflanzen reduziert werden können.

Am Harzrand und im Harzvorland enthalten die Böden geogen bedingt erhöhte Schwermetallgehalte. Die Auen der Harzflüsse sind durch die jahrhundertelange Erzverhüttung hoch bis sehr hoch belastet. Die Gehalte gehen mit zunehmender Entfernung vom Harz deutlich zurück. Sie sind mit dem Feinerdeanteil der Böden ($< 6 \mu\text{m}$) korreliert. Im Allertal sind die Bleigehalte unterhalb des Leinezuflusses deutlich höher als oberhalb, was auf die stärkere Bleibelastung der Innerste gegenüber der Oker zurückzuführen ist. In der älteren Elbmarsch wurden Schwermetallanreicherungen festgestellt, die ebenfalls als anthropogen bedingt angesehen werden.

Bei der Untersuchung von Grünlandböden nahmen die extrahierten Mengen in der Reihenfolge Säuren (Königswasser, verdünnte HNO_3), Chelat-Komplexbildner (DTPA, EDTA) und Neutralsalze (CaCl_2 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) ab, wobei mit $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ deutlich weniger Cd als mit CaCl_2 erfaßt und mit beiden Ca-Salzen nur sehr geringe Pb- und Cu-Mengen extrahiert wurden. Die Meßwerte der verschiedenen Methoden waren innerhalb der Gruppen (Säuren, Komplexbildner, Salze) eng miteinander korreliert, nicht aber zwischen den Gruppen.

Die Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten der Böden, extrahiert nach den verschiedenen Methoden, und den entsprechenden Grasproben, waren bei Zn und Cd sehr viel enger als bei Pb und Cu. Bei Zn waren die entsprechenden Bestimmtheitsmaße bei Extraktion mit Säuren und Komplexbildnern sehr viel geringer als bei Anwendung von Neutralsalzen; bei Einbeziehung der N-Gehalte der Gras- und der pH-Werte der Bodenproben nahmen die Bestimmtheitsmaße zu. Bei Cd wurden in allen Fällen sehr enge Beziehungen zwischen den Gehalten von Böden und Pflanzen festgestellt; die Einbeziehung weiterer Parameter erbrachte keine Verbesserung.

Weizenkorn aus dem Harzvorland enthielt in der Regel 0,01 bis 0,1 mg Cd je kg Trockensubstanz, in den Auen der Harzflüsse überwiegend und der älteren Elbmarsch häufig höhere Konzentrationen. In den hoch belasteten Auen der Harzflüsse waren die Königswasserwerte mit den Gehalten in Weizenkorn gleich eng korreliert wie die CaCl_2 -Werte. In den übrigen Regionen waren die Beziehungen bei Anwendung der CaCl_2 -Methode sehr viel enger als bei Extraktion mit Königswasser.

Der doppelte Richtwert des Bundesgesundheitsamtes, 0,236 mg Cd je kg Trockensubstanz von Brotgetreide, wurde auf Standorten im Harzvorland bei Königswasserwerten von mehr als 3 mg, dem Toleranzwert der Klärschlammverordnung erreicht. In den Auen von Oker und Innerste lag der entsprechende Wert bei 1,5, in der älteren Elbmarsch bei 0,2 bis 0,5 mg Cd je kg Boden. Bei der CaCl_2 -Extraktion ergab sich für alle Regionen ein einheitlicher Wert von 0,2 mg/kg Boden.

Gerste enthielt auf vergleichbaren Standorten sehr viel weniger Cd als Weizen; die Bodengehalte ergaben nur für die Auen der Harzflüsse signifikante Beziehungen zu den Gehalten im Gerstenkorn. Die Verhältnisse bei Hafer entsprachen denen bei Weizen. Die Beziehungen zwischen den Zinkgehalten von Böden und Getreidekorn waren zumeist weniger eng als bei Cadmium; die zusammenfassende Auswertung aller Regionen zeigte für die CaCl_2 -Methode eine deutlich engere Beziehung als für die Königswasserextraktion.

In Gefäßversuchen wurde Gerste auf unterschiedlich belasteten Böden herangezogen, die zuvor mit 0,1 bzw 0,5 m CaCl_2 perkoliert worden waren bzw., zum Vergleich, in unbehandelten Böden. Durch die Dekontamination wurden die Gehalte der Böden an austauschbar gebundenem Zink und Cadmium sowie entsprechende Gehalte der Pflanzen deutlich reduziert. Demgegenüber war kein positiver Einfluß auf Wachstum und Schadsymptome festzustellen. Mit Hilfe ergänzender K- und Mg-Gaben zu den behandelten Böden wurde einem Mangel an diesen Elementen vorgebeugt, was sich in einem gesonderten Versuch nachweisen ließ. Als Ursache für die Schadsymptome wird eine toxische Wirkung von Blei im Wurzelbereich diskutiert.

Literaturverzeichnis

1. Westerhoff, H.: Beitrag zur Kupferbestimmung im Boden.
Landwirtsch. Forsch. 7, 190 - 193 (1954)
2. Shaw, E. und Dean, L.A.: The use of dithizone as an extractant
to estimate the zinc nutrient status of soils.
Soil Sci. 73, 341 - 347 (1952)
3. Lindsay, W.L. und Norvell, W.A.: A micronutrient soil test for
Zn, Fe, Mn, and Cu. Agronomy abstracts, S. 84 (1969)
4. Trierweiler, J.F. und Lindsay, W.L.: EDTA-ammonium carbonate
soil test for zinc. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33,
49 - 54 (1969)
5. Steward, J.A. und Berger, K.C.: Estimation of available soil zinc
using magnesium chloride as extractant. Soil Sci. 100,
244 - 250 (1965)
6. Tiller, K.G., Honeysett, J.L. und de Vries, M.C.P.: Soil zinc
and its uptake by plants. II. Soil chemistry in
relation to prediction of availability. Aust.J.Soil
Res. 10, 165 - 182 (1972)
7. Dolar, S.G., Keeney, D.R. und Walsh, L.M.: Availability of Cu,
Zn, and Mn in Soils. III. Predictability of plant
uptake. J.Sci.Fd.Agric. 22, 282 - 286 (1971)
8. Rieder, W. und Schwertmann, U.: Kupferanreicherung in hopfen-
genutzten Böden der Hallertau. Landwirtsch. Forsch.
25, 170 - 177 (1972)
9. Mac Lean, A.J., Halstead, R.L. und Finn, B.J.: Extractability
of added lead in soils and its concentration in
plants. Can. J. Soil Sci. 49, 327 - 334 (1969)
10. Mc Laren, R.G. und Crawford, D.V.: Studies of soil copper.
I. The fractionation of copper in soils. J. Soil
Sci. 24, 172 - 181 (1973)
11. Merkel, D. und Köster, W.: Der Nachweis einer Zinktoxizität bei
Kulturpflanzen durch die Bodenuntersuchung mit Hilfe
der CaCl_2 -Methode. Landwirtsch. Forsch. SH 33,
274 - 281 (1977)
12. Fassbender, H.W. und Seekamp, G: Fraktion und Löslichkeit der
Schwermetalle Cd, Co, Cr, Cu, Ni und Pb im Boden.
Geoderma 16, 55 - 69 (1976)

13. Herms, U. und Brümmer, G.: Löslichkeit von Schwermetallen in Siedlungsabfällen und Böden in Abhängigkeit von pH-Wert und Redoxpotential. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 27, 23 - 34 (1978)
14. v. Hodenberg, A.: Ermittlung von Toxizitäts-Grenzwerten für Kupfer, Zink und Blei in Getreide, Rotklee und Rüben sowie Aufklärung der Toxizitätsschäden an Feldpflanzen im Harzvorland. Diss. Kiel (1974)
15. v. Horn, H.-H.: Die Oker- oder Steinfeldkrankheit. Diss. Göttingen (1974)
16. van der Paauw, F. und Sissingh, H.A.: Het Pw-getal, een nieuwe maat voor de beschikbaarheid van fosfaat in de grond. Landbouwwoorlichting 25, 348 - 357 (1968)
17. Schüller, H.: Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphates in Böden. Z. Pflanzenern. Bodenkunde 123, 48 - 63 (1969)
18. Oelschläger, W. und Fraenkel, E.: Bestimmung von Blei in pflanzlichen und tierischen Materialien, sowie Mineralfuttermitteln mit Hilfe der Atomabsorptionsspektralphotometrie (AAS). Landwirtsch. Forsch. 23, 281 - 292 (1973)
19. Deller, B.: Pers. Mitteilung (1982)

Bundesminister für Forschung und Technologie

Forschungsbericht (03 7213)

Bindung von Umweltchemikalien
durch Huminstoffsysteme des Bodens

von

U. Müller-Wegener und W. Ziechmann

Interfakultatives Lehrgebiet Chemie
der Universität Göttingen

Institutsleiter

Prof. Dr. W. Ziechmann

April 1982

Zusammenfassung

Anhand einer Reihe von ausgewählten Böden wurde eine Methode zur Ermittlung der Adsorption von wenig wasserlöslichen Chemikalien dargestellt und erprobt. Für die besser wasserlöslichen Chemikalien wurde mit der modifizierten Standardmethode die Adsorption an die Böden ermittelt und nach FREUNDLICH und LANGMUIR die Adsorptionsisothermen errechnet. Es konnten Abhängigkeiten der Konstanten dieser Gleichungen vom Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff gezeigt werden. Die aus den untersuchten Böden gewonnenen Huminstoffe zeigten sowohl für die eingesetzten Chemikalien als auch bei einer Substanz für die unterschiedlichen Huminstoffe Abhängigkeiten in der Sorption von physikalisch-chemischen Parametern der beteiligten Substanzen. Für die in Lösung befindlichen Huminstoffe wurde von einer Methode berichtet, die es auch hier erlaubt, die Fixierung von Chemikalien darzustellen.

Summary

A method for the determination of the adsorption of chemical substances possessing a low water solubility by a number of selected soils was demonstrated and tested. For those substances with a better solubility the adsorption by the soils was determined and the isotherms were evaluated according to FREUNDLICH and LANGMUIR. The adsorption constants were pointed out to be dependent on the organic carbon content. The adsorption was found to be correlated to the chemical characteristics of either the humic acids extracted from the soils, or, when different chemicals were used, to the characteristics of either the humic acids extracted from the soils, or, when different chemicals were used, to the characteristics of these compounds. A method is reported, which allows to analyse the fixation of chemical substances by soluted humic acids.

Einleitung

Bei der Betrachtung der Interaktion von organischen Umweltchemikalien mit dem Boden trat in der letzten Zeit der Gehalt an organischem Kohlenstoff als korrelierende Größe zur Adsorption in den Vordergrund (BÖTTGER, 1976, HAYES, 1970). Da die Huminstoffe einen großen und wichtigen Anteil der organischen Substanz des Bodens stellen, war auch zu prüfen, in welcher Weise die Wechselwirkungen der Chemikalien mit dem Boden durch die Reaktion mit den Huminstoffen allein zu beschreiben sind. Ziel war es daher neben der Erstellung von Methoden zur Adsorptionsmessung der Chemikalien an Boden und an Huminstoffe, auch einen Vergleich bei Versuchsansätzen durchzuführen.

Material und Methoden

Material

1. Chemikalien

Die Chemikalien wurden aus der Liste der Referenzsubstanzen (KLÖPFFER et al., 1979) ausgewählt und in der Reinheitsstufe 'Oekanal' der Firma Riedel-de Haen verwendet. Als Vergleich wurden Prometon und Prometryn eingesetzt, die dankenswerterweise von der Firma CIBA-Geigy zur Verfügung gestellt wurden. Die eingesetzten Lösungsmittel waren jeweils von der Reinheitsstufe 'Pestenal' der Firma Riedel-de Haen.

2. Böden und Huminstoffe

Als Böden für die Adsorptionsuntersuchungen und die Extraktion der Huminstoffe wurden die in der Tabelle 1 charakterisierten eingesetzt. Sie wurden ebenfalls von den anderen Teilnehmern der Arbeitsgruppe 'Böden' dieses Projektes verwendet. Als Huminstoff, gewonnen nach der Methode von ROCHUS (1964) wurden jeweils nur die alkalilöslichen und säurefällbaren Anteile eingesetzt.

Tabelle 1

Eingesetzte Böden

Boden	Entnahme- tiefe (cm)	Horizont	C _{org.} (%)
Anmoorgley	0 - 20	T	26,3
	20 - 30	A _a	9,5
	80 - 100	G _r	0,5
Schwarzerde- artiger Auenboden	0 - 20	A _h Ca	4,1
	40 - 60	G _h Ca	0,8
	65 - 90	G _o	0,3
Braunerde	0 - 20	A _h	2,7
Parabraunerde	0 - 20	A _p	1,5

Methoden

1. Adsorption von wenig wasserlöslichen Chemikalien

Als wenig wasserlösliche Chemikalien wurden solche zusammengefaßt, die bei Raumtemperatur eine Wasserlöslichkeit unter 100 µg/l aufwiesen. Die Adsorptionsuntersuchungen erfolgten, wie bei MÜLLER-WEGENER (1981) dargestellt.

2. Adsorption von wasserlöslichen Chemikalien

In dieser Gruppe wurden die Substanzen zusammengefaßt, deren Wasserlöslichkeit über 100 µg/l bei Raumtemperatur lagen. Die Adsorptionsisothermen wurden nach der bei MÜLLER-WEGENER (1982 a) dargestellten Methode durchgeführt.

3. Adsorption von Chemikalien an Huminstoffe

Je 100 mg der einzusetzenden Huminstoffe wurden in 50 ml 0,1 n NaOH gelöst. 2,5 ml dieser Lösung, entsprechend 5 mg Huminstoff, wurden in Zentrifugengläser pipettiert, mit 1 ml 5 n HCl die Huminstoffe ausgeflockt und anschließend abzentrifugiert. Der Niederschlag wurde mit Wasser gewaschen, so daß im Überstand keine Cl⁻-Ionen mehr nachweisbar waren. Die Huminstoffe wurden nun in 5 ml der wässrigen Lösung der zu untersuchenden Chemikalie suspendiert und parallel je zwei Blindproben der Huminstoffe in Wasser und der Lösung der Chemikalie

ohne Huminstoff angesetzt. Diese Suspensionen wurden 4 h bei Raumtemperatur geschüttelt. Der Huminstoff wurde abzentrifugiert und in 3 ml des Überstandes die Gleichgewichtskonzentration bestimmt. Da ein geringer Anteil der Huminstoffe in Lösung ging, mußte die Menge des abzentrifugierten Huminstoffs nach Trocknung bei 105 °C gravimetrisch bestimmt werden. Weiterhin war es notwendig, die gelösten Huminstoffe weitestgehend aus der Gleichgewichtslösung zu entfernen, was durch die Zugabe von 0,5 ml CaCl_2 -Lösung (0,1 n) vorgenommen wurde.

4. Untersuchung an gelösten Huminstoffen

Eine Glassäule der Dimension 45x2 wurde mit SEPHADEX G 10 gefüllt, das mit einer Lösung von Phosphatpuffer pH 6,9 (0,05 M) und der zu untersuchenden Chemikalie in einer spektroskopisch gut zu messenden Konzentration ins Gleichgewicht gesetzt wurde. Auf die so präparierte Säule wurde 4 ml einer Huminstofflösung (0,25 %) in der zur Gleichgewichtseinstellung verwendeten Lösung aus Puffer und Chemikalie aufgetragen. Nach Eindringen dieses Volumens in die Säule wurde mit der Puffer-Chemikalienlösung eluiert. Das Eluat wurde in Fraktionen zu 5 ml auffangen und der Gehalt an Chemikalie spektroskopisch bei der Wellenlänge der maximalen Absorption bestimmt.

Ergebnisse

Wenig wasserlösliche Chemikalien

Die Auswertung der Adsorptionsuntersuchungen für wenig wasserlösliche Chemikalien erfolgt nach der Gleichung (1) (vergleiche MÜLLER-WEGENER, 1981).

$$(1) \quad \frac{M_G}{M_C} = K_d \cdot \frac{m}{V} + 1$$

M_G	= Menge Chemikalie gesamt
M_C	= Menge Chemikalie in der Gleichgewichtslösung
K_d	= Verteilungskoeffizient
m	= Menge Adsorbens
V	= Volumen der Lösung

Die Auftragung von m/V gegen den Quotienten aus der Einwaage an Chemikalie und der Konzentration in der Gleichgewichtslösung (M_G/M_C) ergibt für die unterschiedlichen Böden und

Chemikalien jeweils eine Gerade mit der Steigung K_d (Abb. 1).

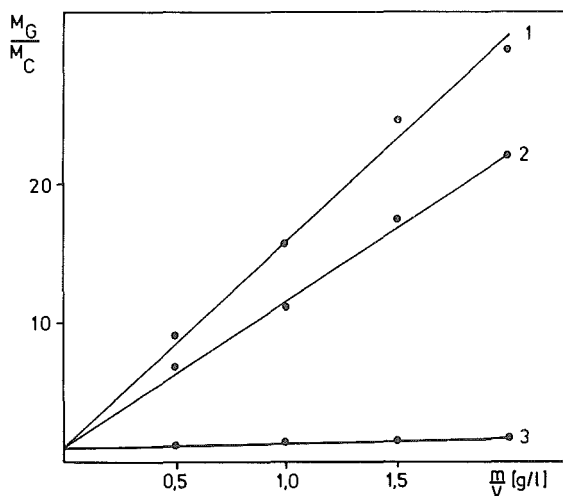


Abb. 1: Adsorption von HCB an Anmoorgley 0 - 20 (1), 20 - 30 (2) und 80 - 100 cm (3)

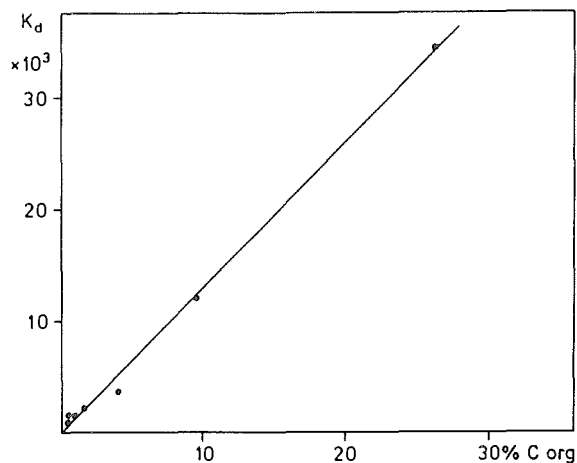


Abb. 2: Verteilungskoeffizient K_d aufgetragen gegen den Gehalt an organischem Kohlenstoff für die Adsorption von DDD an die Bodenproben

Diese Verteilungskoeffizienten zeigten für eine Reihe unterschiedlicher Böden bei Verwendung einer Chemikalie eine lineare Abhängigkeit vom Gehalt an organischem Kohlenstoff der Böden (Abb. 2).

Wasserlösliche Chemikalien

Für Chemikalien mit einer Wasserlöslichkeit größer als $100 \mu\text{g/l}$ wurde die Auswertung der Adsorptionsstudien sowohl nach FREUNDLICH (2) als auch nach LANGMUIR (3) vorgenommen,

$$(2) \quad x/m = k \cdot C^{1/n}$$

x = Menge Chemikalie adsorbiert
 m = Menge Adsorbens

$$(3) \quad x/m = \frac{(x/m)_{\max} \cdot C}{K_G + C}$$

C = Gleichgewichtskonzentration
 k, n = Konstanten

$(x/m)_{\max}$ = Menge Chemikalie, die pro Gramm Adsorbens bei einer unendlichen Gleichgewichtskonzentration gebunden wird

K_G = Gleichgewichtskonzentration, die notwendig ist, um die Hälfte von $(x/m)_{\max}$ zu adsorbieren,

wobei eine Form gewählt wurde, wie sie auch MÜLLER-
WEGENER (1982 a) darstellt.

Für die untersuchten Boden-Chemikalien-Kombinationen ergaben sich Adsorptionsisothermen, die nach beiden Methoden mit guter Genauigkeit durch Gleichungen zu beschreiben waren. In den Tabellen 2 und 3 sind exemplarisch für eine Chemikalie bzw. einen Boden die Konstanten der erhaltenen Gleichungen aufgelistet.

Tabelle 2 Konstanten der FREUNDLICH- und LANGMUIR-Gleichungen für die Adsorption von Anilin an unterschiedliche Böden (bezogen auf Konzentrationsangaben in μmol)

Boden		FREUNDLICH- k 1/n		LANGMUIR-Gleichung (x/m) _{max} K _G	
Anmoorgley	0- 20	0,7531	0,4699	4,2114	6,890
	20- 30	0,0704	0,5983	1,9105	66,84
	80-100	0,0135	0,3750	0,5524	179,3
Schwarzerde- artiger Auenboden	0- 20	0,2700	0,1893	0,7369	6,223
	40- 60	0,0096	0,7190	0,5491	47,69
	65- 90	0,0015	0,9342	0,4212	237,8
Braunerde	0- 20	0,5478	0,2155	1,8436	20,82
Parabraun- erde	0- 20	0,0638	0,3879	0,5581	33,76

Tabelle 3 Konstanten der FREUNDLICH- und LANGMUIR-Gleichungen für die Adsorption unterschiedlicher Chemikalien an Parabraunerde (bezogen auf Konzentrationsangaben in μmol)

Chemikalie	FREUNDLICH- k 1/n		LANGMUIR-Gleichung (x/m) _{max} K _G	
Paraquat	4,2168	0,2120	16,890	10,29
Prometryn	0,0351	0,5272	0,3889	22,13
Prometon	0,0118	0,5979	0,5037	179,0
Atrazin	0,1424	0,7157	0,6123	2,375
Phenol	0,1538	0,2906	0,8365	24,98
Pentachlorphenol	0,0124	0,5439	0,1403	23,24
Anilin	0,0638	0,3879	0,8617	159,3
4-Chloranilin	0,0330	0,4908	0,4932	44,61
2,4-D	0,0952	0,2266	0,5897	287,84

Huminstoffe als Adsorbens für die Chemikalien

Der Hauptanteil der Huminstoffe ist im Boden als Festkörper anzutreffen, nämlich gebunden an die Bodenmatrix. Hier sind mit Sicherheit Adsorptionsphänomene, wie sie an Grenzschichten anzutreffen sind von großer Bedeutung, so daß entsprechend auch Adsorptionsuntersuchungen einen weitgehenden Aufschluß über diese Wechselwirkungen geben werden. Ein zweiter, in der Menge stark schwankender Anteil liegt gelöst in der Bodenlösung vor. Die Wirkung dieses vergleichsweise kleinen Anteils auf die Chemikalien ist von Interesse, da hier Beeinflussungen der Wirkung gerade von Agrochemikalien durch die Bindung an die Huminstoffe möglich sind, die Mobilität der Chemikalien im Boden aber nur geringfügig beeinflußt wird.

Durch die Auswertung der Einzelmessungen an den suspendierten Huminstoffen nach FREUNDLICH und LANGMUIR werden Gleichungen erhalten, wie sie als Beispiel für eine Chemikalie durch deren Konstanten in der Tabelle 4 aufgelistet sind.

Tabelle 4 Konstanten der FREUNDLICH- und LANGMUIR-Gleichung für die Adsorption des Anilins an Huminsäuren aus unterschiedlichen Böden (bezogen auf Konzentrationsangaben in μmol)

Huminsäure aus		FREUNDLICH-		LANGMUIR-Gleichung	
		k	1/n	$(x/m)_{\text{max}}$	K_G
Anmoorgley	0- 20	57,12	0,683	258,8	34,37
	20- 30	45,89	0,682	829,2	35,19
	80-100	81,52	0,617	1243,1	28,76
Parabraun- erde		51,75	0,714	1344,0	39,90
Braunerde		65,36	0,526	725,5	23,95

Die Gleichungen beschreiben Isothermen, die in den Abbildungen 3 und 4, hier in der reziproken Auftragung, dargestellt sind.

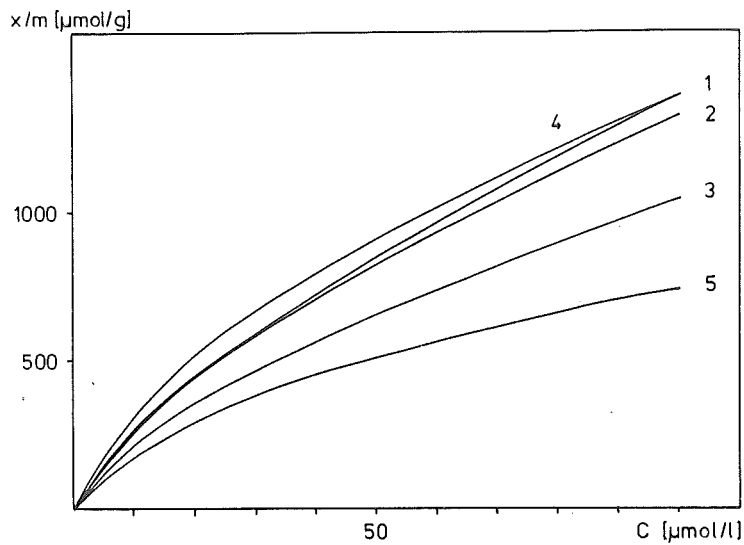


Abb. 3: FREUNDLICH-Isothermen der Adsorption von Anilin an Huminsäuren aus (1) Parabraunerde, (2) Anmoorgley 0-20, (3) 20-30, (4) 80-100, (5) Braunerde

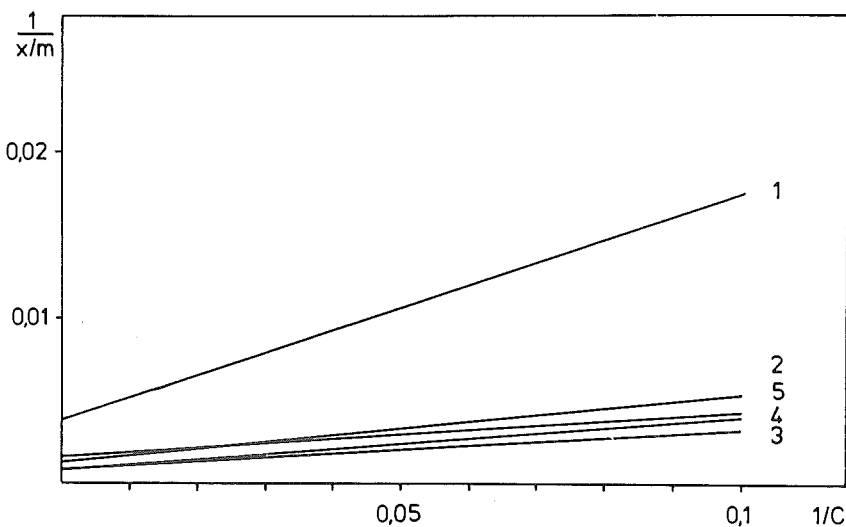


Abb. 4: LANGMUIR-Isothermen der Adsorption von Anilin an Huminsäuren aus Anmoorgley 0-20 (1), 20-30 (2), 80-100 (3), Parabraunerde (4) und Braunerde (5)

Aus beiden Auswertungen geht hervor, daß unterschiedliche Huminstoffe eine Chemikalie in abweichender Menge zu sorbieren vermögen. Deutlicher wird die Differenzierung aber, wenn die Sorption bei gleichem Huminstoff aber unterschiedlichen Chemikalien überprüft wird. Für die aus Anmoorgley 0-20 cm extrahierte Huminsäure zeigen die Abbildungen 5,6.

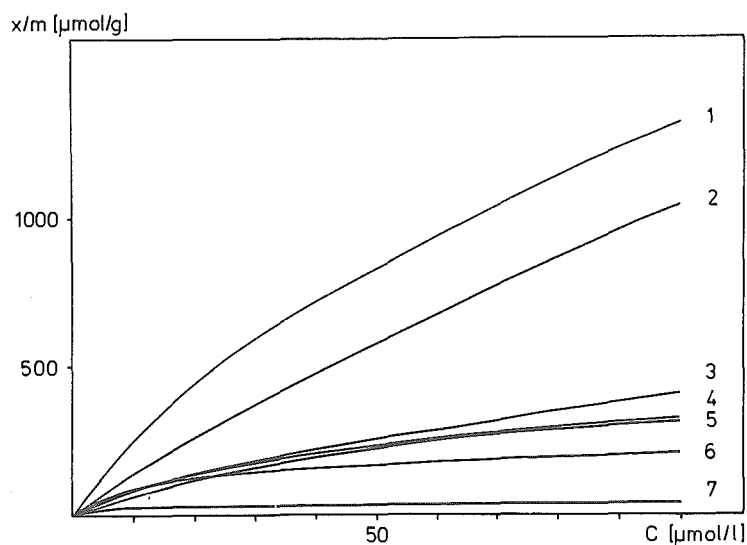


Abb. 5: FREUNDLICH-Isothermen der Adsorption an Huminsäure aus Anmoorgley 0-20 von (1) Anilin, (2) Prometon, (3) Prometryn, (4) 4-Chloranilin, (5) Atrazin, (6) Paraquat, (7) 2,4-D. Mit 7 annähernd identisch Phenol und PCP

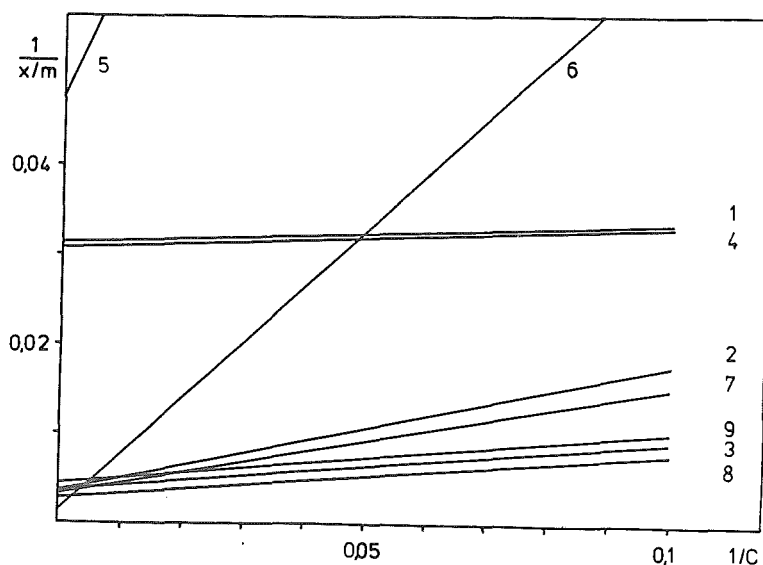


Abb. 6: LANGMUIR-Isothermen der Adsorption an Huminsäure aus Anmoorgley 0-20 von (1) 2,4-D, (2) Anilin, (3) 4-Chloranilin, (4) Phenol, (5) PCP, (6) Paraquat, (7) Prometryn, (8) Prometon, (9) Atrazin

die entsprechenden Isothermen, deren Gleichungen in der Tabelle 5 zusammengestellt sind.

Tabelle 5 Konstanten der FREUNDLICH- und LANGMUIR-Gleichungen für die Adsorption von Chemikalien an die Huminsäure aus Anmoorgley 0-20 (bezogen auf Konzentrationsangaben in μmol)

Chemikalie	FREUNDLICH-		LANGMUIR-Gleichung	
	k	1/n	$(x/m)_{\text{max}}$	K_G
2,4-D	22,58	0,0902	31,90	0,8125
Anilin	57,12	0,682	258,8	34,37
4-Chloranilin	28,75	0,530	269,21	14,12
Phenol	17,59	0,127	32,57	5,40
Pentachlorphenol	0,973	0,743	21,11	34,85
Paraquat	43,81	0,337	671,28	422,82
Atrazin	16,43	0,699	293,48	33,49
Prometon	18,75	0,873	352,37	17,58
Prometryn	19,93	0,611	223,34	12,92

Um das Verhalten der gelöst vorliegenden Huminstoffe simulieren zu können, wurde der von HUMMEL und DREYER (1962) dargestellte Ansatz der Gelpermeationschromatographie im Gleichgewicht der zu untersuchenden Chemikalie herangezogen. Durch die Auftragung der Extinktion gegen das Elutionsvolumen ergeben sich für die einzelnen Chemikalien Diagramme, wie es in der Abbildung 7 für ein Beispiel dargestellt ist. Das Minimum beim Elutionsvolumen von 250 ml entspricht der gebundenen Menge Chemikalie (MÜLLER-WEGENER, 1982 b). Durch eine Änderung der aufgetragenen Chemikalienkonzentration bei konstanter Huminstoffzugabe kann die gebundene Menge aus den Abszissenabschnitt für die Extinktionsdifferenz Null ermittelt werden (Abb. 8).

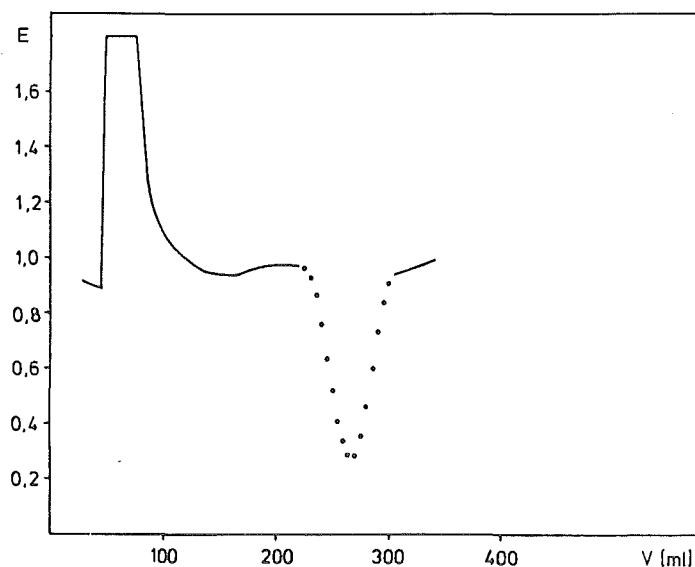


Abb. 7: Elutionsdiagramm für das Anilin mit der Huminsäure aus Anmoorgley 0-20 (weitere Angaben im Text)

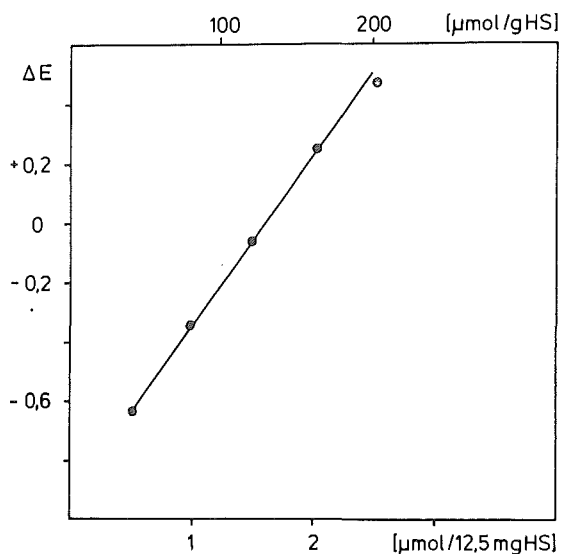


Abb. 8: Änderung der Extinktion (ΔE) im Minimum des Elutionsdiagramms in Abhängigkeit der zugesetzten Anilinkonzentration

Diskussion

Bei der Betrachtung des hier untersuchten breiten Spektrums an Chemikalien zeigt sich schon bald, daß die Vorstellung, für alle Chemikalien ein Experiment zu finden, um deren sorptives Verhalten im Boden zu ermitteln, nicht aufrecht erhalten werden kann. Eine Aufteilung nach der Löslichkeit in Wasser ist eine erste notwendige Differenzierung, weitere werden vorzunehmen sein (z.B. nach dem Dampfdruck der Chemikalien, vergleiche MILDE, 1981). Die Aufteilung der Chemikalien in einzelne Gruppen ist einerseits methodisch bedingt durch die Art des jeweils gewählten quantitativen Nachweises, andererseits aber auch von prinzipieller Natur. Für sehr kleine Gleichgewichtskonzentrationen, die bei wenig wasserlöslichen Chemikalien zwangsläufig auftreten, verläuft die Adsorption nicht mehr entsprechend der FREUNDLICH Isothermen, sondern steigt linear mit der Gleichgewichtskonzentration an (WEDLER, 1970), so daß auch eine abweichende rechnerische Verarbeitung der Ergebnisse erforderlich wird.

Werden Huminstoffe als Adsorbentien eingesetzt, so sind bei der Verwendung wenig wasserlöslicher Substanzen keine auswertbaren Ergebnisse zu erhalten, da die Adsorption an die Huminstoffe jeweils so groß ist, daß die resultierenden Gleich-

gewichtskonzentrationen nicht mehr exakt bestimmt werden können. Diese starke Adsorption durch die Huminsäuren deutet sich schon in der Abbildung 2 an, wo der Verteilungskoeffizient eine lineare Abhängigkeit vom Gehalt an organischem Kohlenstoff der Böden zeigt.

Sollen die nach dieser Methode gewonnenen Verteilungskoeffizienten mit Ergebnissen verglichen werden, die z.B. nach der OECD-Standard-Methode (OECD, 1981) erarbeitet wurden, so sind Einschränkungen zu beachten. Zum einen ist das Verhältnis zwischen Lösung und Boden sehr unterschiedlich (500:1 bis 2000:1 gegenüber 5:1 bei der Standard-Methode), was schon zu Unterschieden im Verteilungskoeffizienten führt (MILDE, FRIESEL 1980). Zum anderen werden nur sehr geringe Gleichgewichtskonzentrationen wirksam, so daß eine Extrapolation auf die Konzentration 1 mg/l ($\mu\text{mol/l}$), bei der standardmäßig der Verteilungskoeffizient bestimmt wird (k-Wert der FREUNDLICH-Gleichung), nicht statthaft ist. Dennoch kann mit dieser Methode zumindest die Größenordnung der Adsorption abgeschätzt und eine Abfolge innerhalb der wenig wasserlöslichen Chemikalien aufgestellt werden.

Für die Adsorptionsuntersuchungen der wasserlöslichen Chemikalien an Boden ergeben sich die FREUNDLICH- und LANGMUIR-Isothermen (Tab. 1 und 2), deren Konstanten zu den Boden bestimmenden Parametern in Beziehung gesetzt, Abhängigkeiten der Adsorption von Bodencharakteristika deutlich machen. So zeigen die k-Werte der FREUNDLICH-Gleichung, sie bezeichnen die adsorbierte Menge Chemikalie bei der Gleichgewichtskonzentration von 1 $\mu\text{mol/l}$, ebenso eine lineare Abhängigkeit vom Gehalt an organischem Kohlenstoff der Böden (Abb. 9), wie die $(x/m)_{\text{max}}$ -Werte aus der LANGMUIR-Gleichung (Abb. 10). Die die Affinität der Adsorptionsreaktion darstellende Konstante K_G steht hingegen in einem anderen Verhältnis zum organischen Kohlenstoff (Abb. 11).

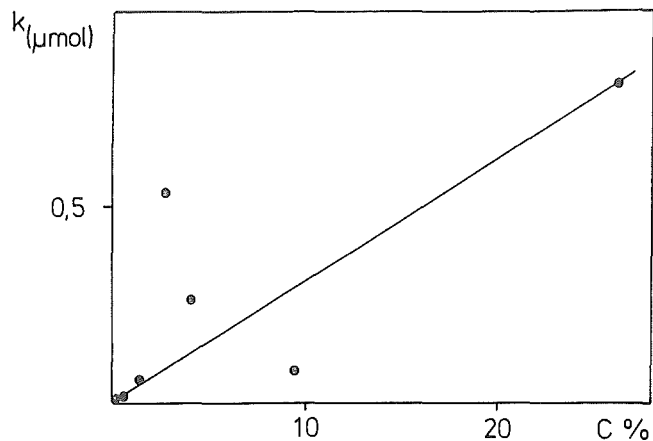


Abb. 9: Konstante k der FREUNDLICH-Gleichung der Adsorption von Anilin an unterschiedliche Böden, aufgetragen gegen deren Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff

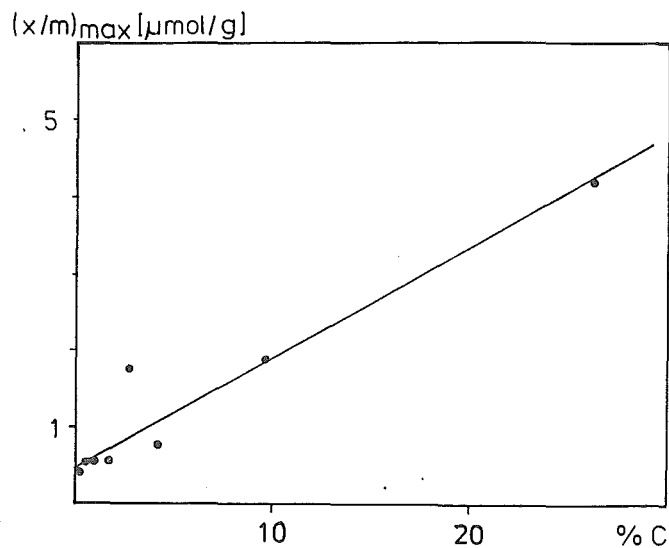


Abb. 10: Konstante $(x/m)_{\text{max}}$ aus der LANGMUIR-Gleichung der Adsorption von Anilin an unterschiedliche Böden, aufgetragen gegen deren Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff

Die Affinität nimmt mit steigendem C-Gehalt sehr schnell zu, steigt dann aber bei höheren Gehalten nur noch langsam an. Da es sich bei der Adsorption um ein Grenzflächenphänomen handelt, muß dieses Verhalten auch durch die adsorbierende Fläche erklärt werden. Da die organische Substanz zum überwiegenden Teil an die Bodenmatrix gebunden vorliegt, ist bei einem geringen Kohlenstoffgehalt des Bodens, die organische Substanz in einer nur dünnen Schicht aufgebracht, so daß eine Zunahme im C-Gehalt auch eine Vergrößerung der intensiv adsorbierenden Fläche bedeutet. Bei höheren Gehalten an organischem Kohlenstoff kommt es durch die größere Schichtdicke schon zur

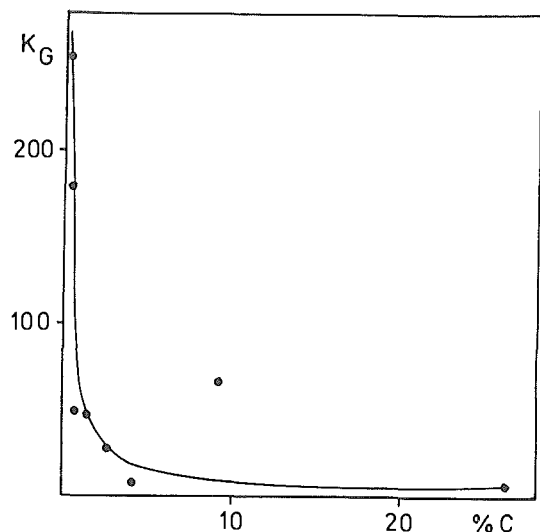


Abb. 11: Konstante K_G aus der LANGMUIR-Gleichung der Adsorption von Anilin an unterschiedliche Böden, aufgetragen gegen deren Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff

Überdeckung von vorhandener organischer Substanz, so daß zwar die Anzahl der Adsorptionsstellen zunimmt, diese aber teilweise für die Chemikalie nur noch schwer zugänglich sind.

Neben dem organisch gebundenen Kohlenstoff wurde bei diesen Untersuchungen kein weiterer Parameter gefunden, der eine Korrelation zur Adsorption zuläßt (vergleiche: BÖTTGER, 1976, SALTZMAN et al., 1972) so daß der Kohlenstoffgehalt der Böden als die die Adsorption bestimmende Hauptkomponente angesehen werden kann.

Da die Huminstoffe den größten Anteil der postmortalen organischen Substanz stellen, wurde die Frage ob neben der Quantität auch deren Qualität eine die Adsorption bestimmende Größe ist, anhand dieser Stoffgruppe geprüft. Für das Atrazin und Huminstoffe aus unterschiedlichen Böden ist in der Abbildung 12 gezeigt, daß zwischen der Struktur der Huminstoffe, hier am Beispiel des Gehaltes an phenolischen Hydroxygruppen und der Adsorption ein Zusammenhang besteht.

Bezüglich der Spezifität der Sorption durch die Huminstoffe waren wegen der begrenzten Anzahl der Chemikalien allgemeingültige Aussagen (vergleiche CALVET, 1980) nicht möglich, für Substanzen mit gleicher Grundstruktur aber konnte gezeigt werden, daß solche Zusammenhänge darstellbar sind. (Abb. 13).

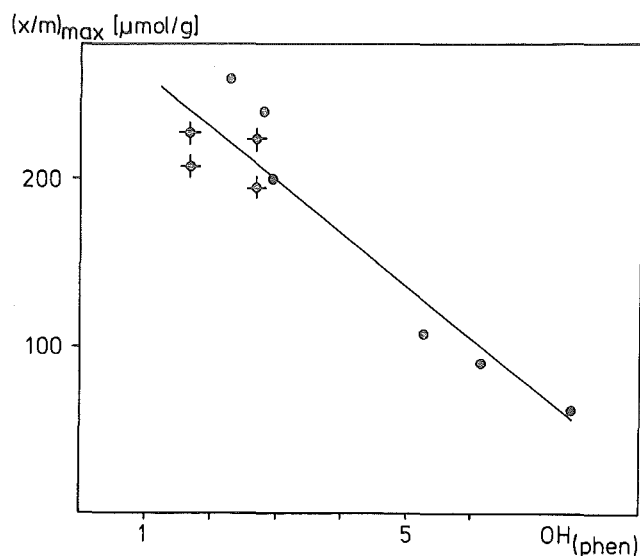


Abb. 12: Konstante $(x/m)_{\max}$ der LANGMUIR-Gleichung für die Adsorption des Atrazins an Huminsäure in Abhängigkeit von deren Gehalt an phenolischen Hydroxygruppen (♦ Huminsäuren aus den beschriebenen Böden; ● weitere Huminstoffe als Vergleich)

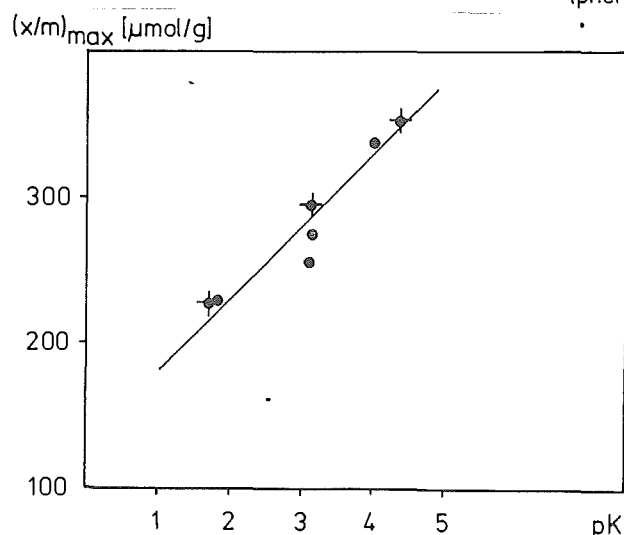


Abb. 13: Konstante $(x/m)_{\max}$ der LANGMUIR-Gleichung für die Adsorption von s-Triazinen an Huminsäure aus Anmoorgley 0-20 in Abhängigkeit vom pK der Triazine (♦ Atrazin, Prometryn, Prometon; ● weitere Triazine zum Vergleich)

Werden die Methoden und Ergebnisse der Adsorptionsuntersuchungen organischer Chemikalien an Böden bzw. deren isolierten Huminstoffen gegeneinander abgegrenzt, so zeigt sich, daß für solche Untersuchungen, die auf eine Abschätzung der Größe der Adsorption zielen, die Arbeit mit dem Gesamtboden vorzuziehen ist, da sie einerseits weniger aufwendig ist, es entfällt die Extraktion der Huminstoffe, andererseits auch die natürlichen Bodenparameter stärker Beachtung finden. Sollen hingegen weitergehende Fragestellungen verfolgt werden, etwa die Aufklärung von Adsorptionsmechanismen, so ist die Arbeit mit isolierten Huminstoffen vorzuziehen, da hier die Vielzahl der einzelnen Bodenparameter ausgeschlossen ist, die jeder für sich, die Gesamtreaktion nur geringfügig beeinflussen, zusammen aber die gesuchten Effekte verdecken.

Literatur

Böttger, W., 1976

Zusammenhänge zwischen Sorption und Phytotoxizität in Abhängigkeit von Bodenmerkmalen am Beispiel der Herbizide Methabenzthiazuron, Terbutryn und Chlortoluron.
Bodenkundl. Berichte 40

Calvet, R., 1980

Adsorptions-desorptions-phenomena, in:
Hance, R.J., Interactions between herbicides and the soil.
London

Hayes, M.B.H., 1970

The adsorption of triazine herbicides on soil organic matter, including a short review on soil organic matter chemistry. Resid. Rev. 32, 131

Hummel, J.P., W.J. Dreyer, 1962

Measurement of protein binding phenomena by gel filtration.
Biochim. Biophys. Acta 63, 530

Klöppfer, W., E. Zietz, G. Rippen, W. Schönborn, R. Frische, 1979

Merkmale über Referenzchemikalien. Batelle Institut, Frankfurt a.M., im Auftrag der KFA Jülich, Projektträgerschaft Umweltchemikalien

Milde, G., 1981

Zwischenbericht des Vorhabens "Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Umweltchemikalien im Oberflächenwasser und im Boden"

Milde, G., P. Friesel, 1980

Literaturrecherche für das Forschungsprojekt "Ökotox-Boden".
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin 1980

Müller-Wegener, U., 1981^{*)}

Die Adsorption von HCB und DDD in Böden. Z. Pflanzenern.
Bodenkde. 144, 456

^{*)} Beiträge, die im Rahmen dieses Projektes erstellt wurden.

Müller-Wegener, U., 1982 a^{*)}

Über die Adsorption umweltrelevanter Chemikalien in Böden.
Chem. Erde 41, 175.

Müller-Wegener, U., 1982 b

Wechselwirkungen von Huminstoffen mit Aminosäure.
Z. Pflanzenern. Bodenkde., im Druck

OECD, 1981

OECD guidelines for testing of chemicals. Paris

Rochus, W., 1964

Die Gewinnung von Huminstoffen durch fraktionierte Extraktion
und ihre Stabilisierung. Scheffer-Festschrift, 131

Saltzman, S., L. Kliger, B. Yaron, 1972

Adsorption-desorption of parathion as affected by soil
organic matter. J. Agr. Food Chem. 20, 1224

Wedler, G., 1970

Adsorption. Weinheim

^{*)} Beiträge, die im Rahmen dieses Projektes erstellt wurden.

Bundesminister für Forschung und Technologie

Forschungsbericht (o3 72 o4)

Wirkung von Pflanzensekreten mit systemischen Pflanzen-
behandlungsmitteln auf Nutzinsekten

von

Prof. Dr. W. Drescher

Institut für Landwirtschaftliche Zoologie und Bienenkunde,
Universität Bonn

Institutsleiter

Prof. Dr. H. Bick

November 1981

Zusammenfassung:

Systemisch wirkende Pflanzenbehandlungsmittel, die vor Blühbeginn ausgebracht werden, können möglicherweise wieder unverändert oder als Metaboliten im Nektar und/oder Pollen nach Blühbeginn ausgeschieden werden. Das führte zu einer Gefährdung der Bestäuberinsekten.

Während es zur Prüfung der akuten Toxizität der Mittel Routinemethoden gibt, fehlt bisher ein Nachweisverfahren für eine Pflanzensekret-Kontamination.

Abutilon striatum und *Impatiens spec.* lieferten nach topikaler und Wurzelapplikation systemischer Mittel floralen und extrafloralen Nektar. Raps und Obstbäume wurden zum Vergleich herangezogen.

Der Nachweis erfolgte mit DC, die Quantifizierung der Rückstände mit GC (Abb. 1).

Verfütterung subletaler Dosen von Dimethoat und Oxydemetonmethyl führten zur Schädigung von Imagines und Brutstadien (Tab. 4), ebenso mit systemischen Mitteln vor der Blüte behandelte Rapskulturen (Abb. 2).

Summary:

Systemic pesticides, which are applied before blossoms are open, might be secreted in their original composition or as metabolites in nectar and/or pollen after blooming period starts. This can endanger pollinating insects.

There exists an established test procedure for acute toxicity but no essaying method for possible contamination of plant secretions.

Abutilon striatum und *Impatiens spec.* supplied sufficient nectar of floral and extrafloral origin after topical or soil application of systemic pesticides. Rape and fruittrees were used for comparison.

Chemical separation and identification was performed by TLC, the quantitative analysis of the residues by GC (Fig.1). Feeding of sublethal dosages of Dimethoat and Oxydemetonmethyl to small bee colonies was deleterious to imaginal and broodstages (Tab.4), also treatment of rape with systemic pesticides before blooming (Fig.2).

Einleitung:

Bei der Zulassung von Pflanzenbehandlungsmitteln erfolgt eine Klassifizierung jedes Mittels in Hinblick auf seine *a k u t e* toxische Wirkung auf die Honigbiene. Die Einstufung der Mittel als "bienengefährlich" und "nicht bienengefährlich" wird aufgrund einer Prüfung nach den "Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenbehandlungsmitteln auf Bienengefährlichkeit" (1981) vorgenommen. Die Klassifizierung des Mittels als "bienengefährlich" untersagt seine Ausbringung auf blühende Pflanzenbestände (Bienenschutzverordnung, 1972).

Die Mehrzahl der systemisch wirkenden Insektizide und Akarizide gehört dieser letztgenannten Gruppe an. In der Literatur (Zusammenfassung bei JOHANSEN, 1977, und FIEDLER, 1979) tauchen Hinweise auf, daß auch bei Anwendung systemischer Mittel *v o r d e r B l ü t e* - also im Rahmen der Zulassung - nach dem Aufblühen der behandelten Pflanzen Schädigungen an Bienenvölkern auftraten. Imkerliche Praktiker äußerten ähnlichen Verdacht.

Zur Klärung dieser Frage haben die eigenen Untersuchungen folgende Aufgabenstellung:

- a) Routinemäßige Gewinnung ausreichender Nektarmengen von den mit systemischen Mitteln behandelten Pflanzen und Ausarbeitung von Methoden der Rückstandsanalyse mit diesen kleinen Probenmengen;
- b) Ermittlung der Sekretionsintensität und -dauer verschiedener Versuchspflanzenarten nach unterschiedlichen Applikationsformen ausgewählter systemischer Mittel;
- c) Übertragung der rückstandsanalytischen Ergebnisse auf toxikologische Untersuchungen an der Honigbiene unter Labor- und Freilandbedingungen.
- d) Entwicklung neuer toxikologischer Untersuchungsmethoden mit anderen blütenbesuchenden Insektenarten außer der Honigbiene.

Die vorgenannte Aufgabenstellung schließt in hohem Maße die Entwicklung neuer Methoden ein. Sie soll aber zum Routineverfahren ausgebaut werden, um die Überprüfung aller systemi-

schen Pflanzenbehandlungsmittel in der vorgenannten Fragestellung zu ermöglichen.

Material und Methode:

Die Voraussetzung aller Versuche ist eine für Rückstandsanalysen und Fütterungsversuche ausreichende Gewinnung von Nektar.

P f l a n z e n m a t e r i a l :

Für die Laborprüfung erweist sich Abutilon striatum in ihren verschiedenen Varietäten als geeignet für die Gewinnung f l o - r a l e n , d.h. durch die Blütennektarien sezernierten Nektars. Je nach Haltungsbedingungen (Licht, Temperatur, Feuchtigkeit) schwanken Zuckermenge und Volumen des sezernierten Nektars erheblich. Das Zuckerspektrum mit Saccharose, Fruktose und Glukose bleibt konstant. Unter optimalen Bedingungen können bis zu 40 mol/Blüte gewonnen werden.

Blütenfragmente von Abutilon ermöglichen eine schnelle Gewinnung größerer Nektarmengen, die die vorgenannte Zuckerzusammensetzung beibehalten und die gleichen Metabolite der applizierten Pflanzenbehandlungsmittel bilden wie die Blüten intakter Pflanzen. Isolierte und von den Blütenblättern befreite Fragmente werden in feuchten Kammern in 0,4 mol Saccharose-Nährlösung gehalten, der man die zu prüfenden Mittel zusetzt.

Brassica napus und in geringem Umfang Obstbäume (Apfel, Birne) und Himbeere dienen als heimische Kulturpflanzen zum Vergleich bei der Nektar-Rückstandsanalyse.

E x t r a f l o r a l e n Nektar, der durch die erheblich geringer differenzierten Nektarien an Trichomen ausgeschieden wird, liefert Impatiens spec. (Fleißiges Lieschen). Er enthält die Zucker Saccharose, Glukose, Fruktose und geringe Melezitose- und Raffinose-Anteile. Als Vergleich liefert diese Pflanze auch noch floralen Nektar, der aus dem Blütenstempel abgenommen wird.

Die zunächst in die Versuche einbezogene Euphorbia pulcherima ist inzwischen aufgegeben worden, obwohl die verfügbaren Nektarmengen und die Applikationsmöglichkeiten gut sind. Aufzuchtbedingungen mit kontrollierter Belichtungs-Tagesperiodik vor der Blütenbildung gestalten Massenzuchten schwierig. Weiterhin stö-

ren mit dem Nektar sezernierte Pflanzeninhaltsstoffe chemische Nachweise.

M i t t e l a p p l i k a t i o n :

Sie erfolgt topikal über das Besprühen der Blattflächen: a) unter Abdeckung aller Blütenstände; b) nach Beseitigung aller geöffneten Blüten, wobei die geschlossenen Blüten dem Spritzstrahl ausgesetzt sind; eine mögliche Tiefenwirkung läßt sich dadurch prüfen.

Bei Granulat-Präparaten (Temik, Dimethoat) wird Wurzelapplikation vorgenommen, ebenso beim Einsatz von Impatiens zur Gewinnung extrafloralen Nektars.

G e p r ü f t e M i t t e l : Aus der großen Zahl der Wirkstoffe mit systemischer Wirkung konnte zunächst nur eine beschränkte Anzahl zur Prüfung in den Versuchen ausgewählt werden. Als Kriterien dienten:

- a) für viele Kulturen zugelassen; insbesondere auch im Obstbau und Rapsanbau wegen der besonderen Relevanz für Honigbienen.
- b) weit verbreitet und häufig angewendet
- c) gute systemische oder zumindest ausgeprägte Tiefenwirkung
- d) bezüglich der Nachweismethode:
 - nachweisbar mit Phosphor-Stickstoff-Detektor (PND)
 - gleichzeitige Erfassung toxischer Metaboliten
 - möglichst einfache Nachweismethode, d.h. ohne aufwendige Verfahren zur Reinigung, Trennung von Metaboliten oder Derivatisierung, um Verluste/Fehler bei den vorliegenden geringen Probengrößen (0,2-2 g) gering zu halten.

Tabelle 1 zeigt die Gruppe der bereits in den Versuchen befindlichen Substanzen, der für 1982 vorgesehenen und bereits in Vorversuchen geprüften, sowie die ausgeschiedenen Wirkstoffe.

Chemische A u f t r e n n u n g s - u n d N a c h w e i s - v e r f a h r e n :

Die normalerweise in der Rückstandsanalytik praktizierte Probenaufarbeitung ist für die Nektar- und in der Zukunft auch für die Pollenuntersuchung ungeeignet, da die verfügbaren Nektarmengen (0,2 - 3 ml) andere Verfahren erfordern. Durch Miniaturisierung der Geräte und verwendeten Mengen gelingt eine Aufarbei-

Tab. 1 Übersicht der systemischen Insektizide

1. <u>Bisher in Versuchen</u>	Anzahl Versuchsreihen
Acephat (+ Metabolit Methamidophos)	4
Demeton-S-Methyl-Sulfoxid (+ Metabolit DSM-Sulfon)	7
Dimethoat (+ Metabolit Omethoat)	7
Methomyl	3
Propoxur	2
2. <u>1982 werden in die Versuche einbezogen:</u>	
Butocarboxim	
Etrimfos	
Mevinphos	
Parathion-Äthyl	
Phosalone	
Phosphamidon	
3. <u>Nicht für Versuche werden verwendet:</u>	
Aldicarb	aufwendige Nachweismethode, beschränkte
Carbofuran	beschränkte Zulassung / Zulassung
Demeton-S-Methyl	stattdessen Nachfolgeprodukt DSM-Sulfoxid
Dimefox	beschränkte Zulassung
Disulfoton	beschränkte Zulassung, selten verwendet
Dicrotophos	beschränkte Zulassung
Ethiofencarb	keine Nachweismethode mit PND bekannt
Fenthion	kaum noch verwendet
Fensulfothion	beschränkte Zulassung
Fonofos	beschränkte Zulassung
Heptenophos	neuer Wirkstoff, wenig Informationen vorh.
Methamidophos	beschränkte Zulassung(nicht im Obstbau); als Metabolit von Acephat erfaßt
Omethoat	beschränkte Zulassung; als Metabolit von Dimethoat erfaßt.
Oxamyl	beschränkte Zulassung, selten verwendet
Pirimicarb	keine Nachweismethode mit PND bekannt
Thiometon	beschränkte Zulassung
Trichlorfon	systemische Eigensch. umstritten
Vamidothion	nicht mehr zugelassen

Tab. 2

Trennungs- und Nachweisverfahren systemischer Insektizide im Nektar

A. Trennung

Bestimmung des Zuckergehaltes der Probe mit Refraktometer



Ermittlung des Probengewichts in mg (Einwaage ca. 1 g)



Extraktion mit

2 ml Aceton + 3 ml Dichlormethan



Wässrige Phase mit NaCl sättigen



Extraktion mit

2 x 3 ml Dichlormethan



Einengen im Rotationsverdampfer bei 35° bis ca. 0,2 ml



Einengen im N₂-Strom bis fast zur Trockene und Überführung in 0,1 ml-Meßkolben.



Aufnehmen mit Aceton

1. Gaschromatographischer Nachweis: (Beispiel Acephat + Methamidophos)

Perkin-Elmer F 22 mit PN-Detektor

Säule: 1 % Reoplex 400 auf Gaschrom Q 100/120 mesh

Temperaturen: Injektorblock 230°

Säule 180°

Detektor 240°

Trärgas: Stickstoff, nachgereinigt, 20 ml/min

Brenngase: Luft 150 ml/min

Wasserstoff 4 ml/min

Injektionsvolumen: 2 µl

Nachweisgrenzen: Acephat 0,01 ppm

Methamidophos: 0,002 ppm

Wiederfindungsrate: Acephat

Methamidophos

0,5 ppm: 100% 0,1 ppm: 86,8%

0,1 ppm: 99,5% 0,01 ppm: 87,0%

2. Dünnschichtchromatographischer Nachweis: (Beispiel Demeton-S-Methyl-Sulfoxid)

Auftragen eines Aliquots auf Kieselgel DC



Laufmittel



[Dichlormethan-Isopropanol 4:1
Dichlormethan-Isopropanol-Essigsäureäthylester 4:2:4]



Besprühen mit Cholinesterase

[Eiswasserextrakt aus Bienenköpfen]



Inkubation 30 min bei 37°C



Anfärben

[2-Naphthylacetat + Echtblausalz B]



Inkubation 15 min bei 37°C

Nachweisgrenze: 20 ng

Wiederfindungsrate: ca. 95% bei 100 ng

tung, die den von RADO und GORBACH (1980) empfohlenen mikrochemischen Methoden entspricht (Tabelle 2).

Der gaschromatische (GC) Nachweis bewegt sich im Rahmen der in der Literatur mitgeteilten Verfahren; nektarspezifische Störkomponenten treten bisher nicht auf.

Die Dünnschichtchromatographie (DC) wird für Vorversuche eingesetzt, da sie über auftretende Metaboliten Hinweise gibt. Ihre Nachweisempfindlichkeit kann durch Einsatz von Cholinesterase erheblich verbessert werden (siehe Tabelle 2). Bienenköpfe als Esterase-Quellen stehen ganzjährig in recht gleichförmiger Qualität zur Verfügung (BARKER et al., 1978). Beim Wirkstoff Acephat versagt die Methode bisher aus ungeklärten Gründen. Für eine Quantifizierung der Rückstände ist die DC nicht ausreichend.

B i o l o g i s c h e P r ü f u n g :

Ermittlung der oralen letalen Konzentration: Da eine Schädigung durch kontaminierten Nektar und/oder Pollen möglich ist, wurde eine Bestimmung der LD₅₀ (24 st) für die Versuchs-Wirkstoffe nach den "Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenbehand-

lungsmitteln auf Bienengefährlichkeit" (1981) vorgenommen.

L a n g z e i t f ü t t e r u n g e n mit subletalen Dosen systemischer Mittel erfolgten bei Kleinvölkern in sog. Kirchhainer Kästchen. Hierbei erhielten jeweils 1.200 - 1.500 junge Arbeiterinnen mit Königin und Wabenbau in trachtlosen Perioden kontaminierte 50%ige Zuckerlösung innerhalb des Stockes geboten. Überlebensraten von Imagines, Brut, sowie Stapelverhalten wurden registriert.

Z e l t v e r s u c h e führten wir in 5 x 10 x 2 m messenden Gazezelten mit Raps als Versuchspflanze durch. Die anfallenden toten Bienen konnten auf Zählflächen vor dem Bienenvolk und auf Zählstreifen am Zeltrand ermittelt werden. Die Bonitierung erfolgte in den ersten Tagen nach Mittelapplikation mit 2-stündigem Abstand, nachfolgend täglich.

Fütterungsversuche mit Syrphus corollae und S. vitripennis: erwiesen sich als merklich schwieriger als erwartet. Die geschlossenen Zuchtpopulationen zeigten nach einigen Monaten bereits vitalitätsmindernde Abbauerscheinungen. Weiterhin gestaltet die schwer beeinflussbare Aktivität der Fliegen eine quantitative Aufnahme kontaminierter Nektarmengen schwierig. Die Verbesserung der Methode wird fortgesetzt.

Ergebnisse:

R ü c k s t a n d s a n a l y t i k : In Tabelle 1 sind im ersten Abschnitt die Wirkstoffe aufgelistet, mit denen bisher Versuche durchgeführt wurden. Das Nektariengewebe unserer verschiedenen Versuchspflanzen hält alle 5 Substanzen bei normaler Aufwandmenge nicht zurück. Mit der DC konnte - bis auf das mit dieser Methode bisher nicht nachweisbare Acephat - ein klarer Nachweis sowohl der Wirkstoffe selber als auch einiger ihrer bisher bekannten Metaboliten erbracht werden. Von allen Versuchsreihen liegen noch ausreichende Nektarproben zur quantitativen Aufarbeitung mit der GC vor.

Als erster Wirkstoff wurde mit dieser Methode das Acephat und sein Metabolit Methamidophos bestimmt. Abb. 1 gibt die ermit-

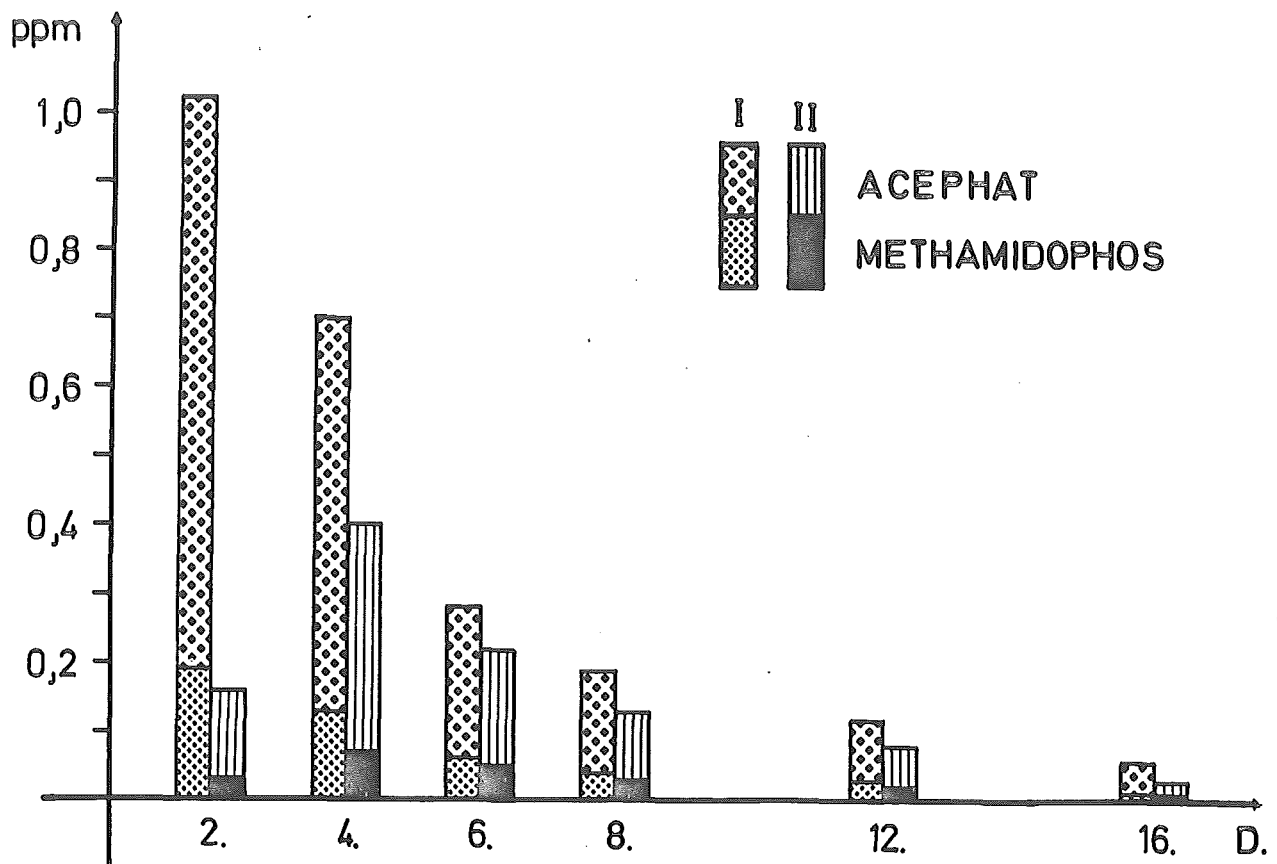


Abb. 1: Rückstandsmengen, bezogen auf Nektargewicht, nach Applikation einer 0,1 % Orthenlösung (Wirkstoff Acephat) auf die oberirdischen Teile von Abutilon-Pflanzen: I = nach Entfernung aller offenen Blüten; II = unter Abdeckung aller Blüten und Knospen. Versuch I weist auf Tiefenwirkung hin. Abszisse: Nektarentnahme an Tagen nach der Applikation. Zuckerkonzentration im Nektar: 27 - 50%.

telten Werte wieder. Der Nektar wurde bis zum 16. Tag nach topikal Applikation des Mittels gewonnen. Bei der kurzen Lebensdauer der Blüten von nur 2-3 Tagen stammt der Nektar von jeder Stichprobenentnahme aus frisch aufgeblühten Blüten. Von Interesse sind noch die Unterschiede in den nachgewiesenen Mengen je nach der Behandlungsart der Pflanzen. Die höheren Werte, die sich ergeben, wenn während der Applikation die Knospen ungeschützt sind (Behandlung I), weisen auf eine merkliche Tiefenwirkung des Präparates hin, die zur schnellen Aufnahme des Mittels in den Nektar ohne Passage durch das Gefäßsystem führt.

Werden die Blüten vor dem applizierten Mittel geschützt, ist erst am 4. Tag die maximale Ausscheidung im Nektar nachweisbar.

Die Relation Wirkstoff zu Metabolit erweist sich in allen Nektarproben mit 5:1 annähernd konstant bei einer Wiederfindungsrate von ca. 100% bei Acephat und ca. 86% bei Methamisophos. Die nachgewiesenen Wirkstoffmengen beziehen sich auf das Ausgangsgewicht des gewonnenen Nektars und nicht auf den im Nektar enthaltenen Zucker, der mit 27-49% erheblich schwankt.

Eine normale Honigblasenfüllung der Bienenarbeiterin von ca. 40 mg Nektar kann also im Extremfall - 2 Tage nach der Anwendungsform I - 50 ng Wirkstoff und Metabolit in einem Sammelflug in den Stock heimbringen. Die ermittelte LD₅₀ (24 st) liegt für Acephat bei ca. 180 ng, Methamidophos hat einen etwas höheren Wert.

Diese Rückstandsmengen nach Acephat-Anwendung bei Abutilon liegen in der Größenordnung, wie sie von uns auch als Demeton-S-Methyl-Sulfoxid, Demeton-S-Methyl-Sulfon und Demethon-S-Methyl nach Anwendung von Metasystox R im Euphorbien-Nektar nachgewiesen wurden. Die Versuchsreihen mit den 4 anderen Wirkstoffen werden derzeit mit der GC quantitativ aufgearbeitet.

O r a l e T o x i z i t ä t : Die Einwirkung der im Nektar ausgeschiedenen Rückstände ist nur über die Futteraufnahme möglich. Darum wurde die orale LD₅₀ (24 st) für die in den Versuchen benutzten Wirkstoffe ermittelt (Tab. 3). Da in einigen Fällen mit den Handelspräparaten gearbeitet werden mußte, ist bei ihnen die Wirkstoffmenge durch Umrechnung aus der Toxizität des Handelspräparates ermittelt worden. Die gefundenen Werte geben nach Vorlage aller quantitativen Rückstandsbestimmungen einen Hinweis, ob Labor- und/oder Zeltversuche mit den Wirkstoffen an wirtschaftlich relevanten Pflanzenarten realistisch sind und unternommen werden.

V e r f ü t t e r u n g s u b l e t a l e r D o s e n : In den Berichten der Praktiker wird häufig von schleichenden Schäden nach einer Trachtnutzung in Obst- oder Rapskulturen berichtet. Die Bienenvölker zeigen keinen außergewöhnlich starken Totenfall, doch verläuft die weitere Entwicklung schleppend oder sie stagniert. Die Versuche mit subletalen Dosen systemi-

Tab. 3

Ermittelte orale Toxizität systemischer Insektizide
für Bienenarbeiterinnen

Handelsname			LD ₅₀ /o (24 st)
d. Präparates	Wirkstoff	Präparat	Wirkstoff
<u>Carbamate</u>			
Croneton	Ethiofencarb	3,75 mcg	1,87 mcg
Drawin 755	Butocarboxim	1,718 mcg	0,859 mcg
		1,359 mcg +	0,679 mcg +
Lannate	Methomyl	0,3 mcg	0,075 mcg
Temik	Aldicarb	0,937 mcg	0,093 mcg
Unden	Propoxur	0,225 mcg	0,045 mcg
<u>Phosphorsäureester</u>			
Dimethoate	Dimethoat	0,325 mcg	0,130 mcg
Lebaycid	Fenthion	0,110 mcg	0,060 mcg
Metasystox	Demeton-S-Methyl-	0,813 mcg	0,203 mcg
	sulfoxid		
	Demeton-S-Methyl-		
	sulfon		
		0,463 mcg +	0,113 mcg
Metasystox i	Demeton-S-Methyl	0,228 mcg	0,057 mcg
	Demeton-S-Methyl-		0,451 mcg
	sulfon		
Orthen	Acephat	0,360 mcg	0,180 mcg
Rubitox	Phosalon	20,000 mcg	7,0 mcg

+ Mittel 24 st nach Ansatz der Spritzbrühe

scher Mittel erbrachten an kleinen Versuchsvölkern die in Tab.4 gezeigten Ergebnisse. Bei der Kontrolle am 12. Versuchstag hatte Versuchsvolk 8 noch eine lebende Königin; in den Völkern 4-9 waren überall Eier vorhanden, aus denen aber keine Larven schlüpften. Die Völkchen ohne Königin wurden anschließend ausgeraubt und von ihren stark dezimierten, überlebenden Arbeiterinnen verlassen. Alle mit den Mitteln behandelten Versuchsvölkchen wiesen - im Gegensatz zu den Kontrollen - nach 20 Tagen keine Brut auf. Die Bautätigkeit, hier gemessen an den neu

Dauerfütterungsversuch

	Kontrolle			0,5 ppm Dimethoat			0,5 ppm Oxydemetonmeth.		
Volk Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Gewicht überlebend. Bienen in Gramm	105	90	90	-	-	90	40	-	75
Königin	lebt	lebt	lebt	tot	tot	lebt	lebt	tot	lebt
Eier	302	81	173	-	-	-	-	-	-
offene Brut	218	86	124	-	-	-	-	-	-
gedeckelte Brut	269	143	173	-	-	-	-	-	-
eingelagertes Futter in Gramm	305	373	114	2 ^a	- ^b	-	-	- ^b	136
neu gebaute Waben- fläche(Zellenzahl)	824	822	490	90	196	170	230	84	436
konsumierte Zucker- lösung in Gramm	1613	1228	1152	(325) ^a	(426) ^b	383	565	(484) ^b	401
aufgenommene Menge Insektizid in mcg	0	0	0	162,5	213	191,5	282,5	242	200,5

Tab. 4: Verabreichung subletaler Dosen von 2 Wirkstoffen an frei aufgestellten kleinen Völkern mit je 120 g Bienen (ca. 1200 Tiere) und Königin September 1981.

a) Volk 4 wurde nach dem Tod der Königin am 13. Versuchstag, b) Volk 5 und 8 am 19. Versuchstag ausgeraubt.

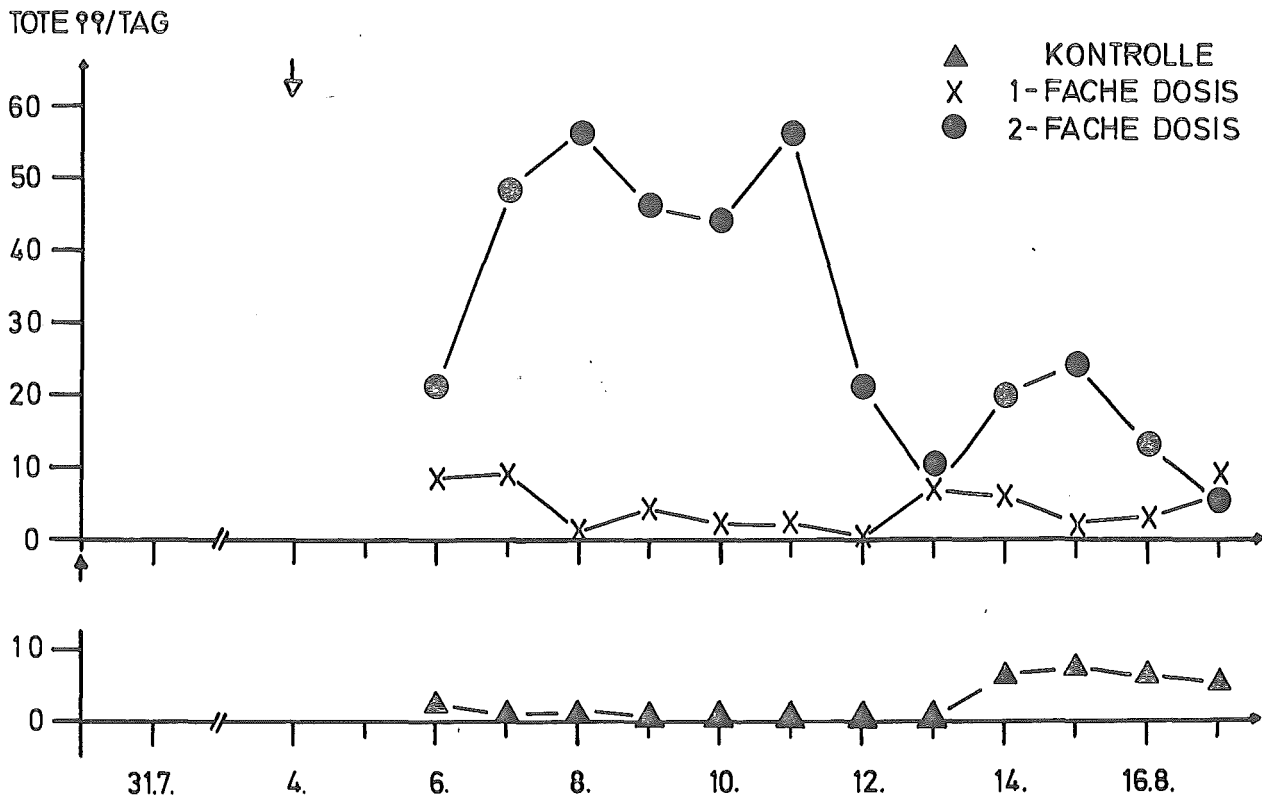


Abb. 2: Bienenverluste in Zeitversuchen nach Bodenapplikation von Temik (G 10) bei Raps: ↑ Tag der Ausbringung; ↓ Zusetzen der Bienenvölkchen. Vom 31.7. - 6.8.80 herrschte wegen der niedrigen Temperaturen keine Sammelaktivität. Völlig vernichtetes Versuchsvölkchen bei 2-facher Dosis am 13.8. durch neues ersetzt.

errichteten Zellen, blieb bei den Versuchsvölkern ebenfalls stark hinter der der Kontrollgruppe zurück. Mit der Beimischung von 0,5 Dimethoat bzw. 0,5 ppm Oxydemetonmethyl zum Futter liegt man bei einer Kontaminationsstärke, die zumindest für einen Zeitraum von 4-6 Tagen nach einer Vorblüten-Applikation als Rückstand im Nektar erreicht wird. Für Dimethoat liegen in diesem Versuch die Verhältnisse noch günstiger als unter den Bedingungen der Nektarsekretion, bei denen in merklichem Umfang der dreifach toxischer wirkende Metabolit Omethoat entsteht.

Z e l t v e r s u c h e : Die noch praxisnähere Applikation systematischer Mittel bei Somterraps ergab mit dem Granulat Temik G 10, Wirkstoff Aldicarb, die in Abb. 2 dargestellten Ergebnisse. Die doppelte Dosierung, wie sie in den "Richtlinien" bei der Prüfung auf Bienengefährlichkeit vorgeschrieben wird, führte zum kurzfristigen Zusammenbruch des Versuchsvolkes; die normale Dosierung ergab nur einen leicht erhöhten Totenfall, verhinderte jedoch die weitere Brutentwicklung.

Zwischenzeitlich wurde das Temik G 10 durch das mit geringerem Wirkstoffgehalt ausgestattete Temik G 5 ersetzt. Da die Rückstandsanalytik beim Aldicarb problematisch ist, soll Temik in den weiteren Versuchen keine Verwendung finden.

Die bisher gesammelten Erfahrungen in den verschiedenen Analyse- und Prüfungsverfahren führten zur Entwicklung von Methoden, die jetzt serienmäßige Untersuchungen von Ausmaß und Wirkweise der Nektarsekretion nach Vorblüten-Applikation systemischer Mittel ermöglichen. Das vorliegende Material wird aufgearbeitet und die zunächst aufgrund besserer experimenteller Zugänglichkeit bevorzugt an praxisfernen Versuchspflanzen gewonnenen Ergebnisse in stärkerem Maße an heimischen Kulturpflanzen überprüft. Die Einbeziehung anderer blütenbesuchender Insekten als die Honigbiene in das Prüfverfahren soll weiterhin untersucht werden.

LAS-Versuche

LAS wurde mit dem Gießwasser auf Abutilon-Versuchspflanzen in Konzentration von 0,1 %, 0,01 % und 0,001 % gegeben. Nur bei einer LAS-Konzentration von 0,1 % war eine Kontamination in der Nektarprobe von 1,3 ppm nachweisbar als Azur-A-aktive Substanz. Das stimmt recht gut mit einer Probeserie überein, bei der 1,2 ppm nach 0,1 %igem LAS-Gießwasser gefunden wurden.

Literatur:

BARKER, Rf., LEHNER, J. & M.R. KUNZMANN

The constancy of cholinesterase activity in adult honeybees.
J. Apic. Res. 17, 173-75, 1978.

FIEDLER, L.

Die Ausscheidung systemischer Insektizide im Nektar.
Diplomarbeit Landw. Fakultät, Bonn, 1979.

JOHANSEN, C.A.

Pesticides and Pollinaboves.

Ann. Rev. Entomol. 22, 177-192, 1977.

Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenbehandlungsmitteln auf
Bienengefährlichkeit 23-1.

Arco-Verlag, Braunschweig, Neuauflage 1981.

RADO, J. & S. GORBACH

Anwendung mikrochemischer Methoden in der Rückstandsanalyse.
Fresenius Z. Anal. Chem. 302, 15-19, 1980.

Bundesminister für Forschung und Technologie

Forschungsbericht (03 7214)

Einsatz von Feldheuschrecken zur ökotoxikologischen Bewertung
des Bodens

von

Prof. Dr. G. H. Schmidt

Lehrgebiet für Zoologie-Entomologie im Fachbereich Biologie der
Universität Hannover

November 1982

Zusammenfassung

Eine Methode zur Ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien im Boden wurde erarbeitet; sie macht es möglich, Labordaten mit solchen des Freilands zu vergleichen. Als Testobjekte dienten Feldheuschreckenarten. Testmethode und Aufwandsberechnung werden eingehend beschrieben und als Anhang beigefügt. An Chemikalien wurden getestet: HgCl_2 , Harnstoff, Phenol, Atrazin, Perylen, DDD, Methanol und Äthylacetat. Ergebnis: Die Populationsdichte wurde im Laborversuch bei Hg-Konzentrationen über 0,1% vermindert, unter Freilandbedingungen lag dieser Wert bei 0,01%. Die Wirkung erfolgte vorwiegend während der Embryonalentwicklung im Boden. Harnstoffkonzentrationen oberhalb 0,055g N/kg Trockenboden reduzierten nicht nur die Anzahl der abgesetzten Ootheken, sondern auch die in ihnen vorhandenen Eizahlen. Bei weiter steigenden Konzentrationen wurde auch die Schlupfrate der Larven reduziert. Durch die anderen Testchemikalien wurde nur die Adultrate vermindert; in umweltrelevanten Konzentrationen bewirkten sie eine Reduktion von 50% und darüber.

Summary

A method was worked out for an ecotoxicological evaluation of chemicals in the soil which makes it possible to compare laboratory results with those from the fields. Species of acridids were used as test animals. A description of the test method and a calculation of the expenses involved is added in the appendix. The chemicals tested were HgCl_2 , urea, phenol, atrazin, perylen, DDD, methanol, and ethyl acetate. Results: The population density decreased in concentrations of more than 0.1 per cent HgCl_2 in the laboratory tests, under field conditions that value was found to be about 0.01 per cent. The action of mercury took place mainly during the embryonic development in the soil. Amounts of urea above 0.055g N/kg dry soil did not only reduce the number of deposited oothecae but also the number of laid eggs in the egg-pods. Increasing amounts had a negative effect of the hatching of the larvae, too. All the other chemicals tested reduced only the number of the adults. In concentrations possibly present in the environment they reduced the number of adults at a rate of 50 per cent or more.

Feldheuschrecken stellen in den Sommermonaten zur zweiten Brutperiode vieler Vögel 20-50% der Arthropodenbiomasse in verschiedenen europäischen Ökosystemen dar, die von Chemikalien nicht oder nur wenig belastet sind. In stark belasteten und landwirtschaftlich genutzten Gebieten geht der Anteil nicht nur relativ, sondern auch absolut stark zurück, wie wir auf mehreren Exkursionen in Franken und im Apennin wiederholt feststellen konnten (SCHMIDT & BAUMGARTEN 1974/1977, SEEBASS 1982). In niedersächsischen Graslandbiotopen konnten 1981 nur auf Brachland in der Nähe eines Standortübungsplatzes Feldheuschrecken gefunden werden und dort auch nur noch 3-7% (RATSCH 1982). Andererseits sind Feldheuschrecken wegen ihres hohen individuellen Gewichtes wichtige Nährtiere zahlreicher Vogelarten sowie auch einiger Säuger, Reptilien und Amphibien, so daß ihnen in der Nahrungskette bis zu den Störchen und Greifen eine bedeutende Rolle zukommt (SMITH 1980). Mit den Heuschrecken wird auch die Vielfalt anderer Insektengruppen durch Chemikalienbelastung stark dezimiert, worauf im Schriftum mehrfach hingewiesen wurde (ODUM 1980, TISCHLER 1979). Schwermetalle und persistente Pestizide werden im Boden und in der Nahrungskette akkumuliert und können ganze Populationen von gewissen Tieren vernichten (WIESER 1979, SCHMIDT 1983).

Unsere biozönotischen Untersuchungen ergaben, daß Feldheuschrecken nicht nur gegen typische Pestizide (Insektizide, Herbizide, Fungizide) wenig tolerant sind, sondern auch auf Schwermetalle und Düngemittel empfindlich reagieren. Dabei wurden die natürlichen Populationsschwankungen und Reaktionen der Tiere auf Klimafaktoren mitberücksichtigt.

Um die Toleranzgrenzen näher beurteilen zu können und danach Aussagen über die Belastbarkeit des Bodens mit Chemikalien vornehmen zu können, sind Freilandbeobachtungen mit Laboruntersuchungen so zu koordinieren, daß sie Aussagen über die Verhältnisse im Freiland erlauben. Somit war es das Ziel unserer Untersuchungen, eine Labortestmethode zu finden, die auch eine Anwendung unter simulierten Freilandbedingungen erlaubt.

I. Auswahl der Versuchstiere

Nicht alle Feldheuschrecken eignen sich als Testobjekte. Letztere sollten kontinuierlich züchtbar sein, damit die erforderliche Anzahl an Versuchstieren ständig zur Verfügung steht. Somit entfielen alle mitteleuropäischen Arten, die eine Winterdiapause von 4-5 Monaten besitzen; sie kann nach bisherigen Untersuchungen nur durch lange Abkühlung auf etwa 0°C und darunter gebrochen werden. Wir suchten deshalb im mediterranen Raum nach Arten ohne Diapause und fanden sie in *Acrotylus patruelis* H.-S. und *Aiolopus thalassinus* F., die sich bei Bedarf leicht aus Italien beschaffen ließen. Von *A. thalassinus* gibt es zwar auch weiter nördlich vorkommende Populationen, die aber eine fakultative Diapause besitzen und sich deshalb weniger eignen.

Um die an diesen Testobjekten erhaltenen Ergebnisse als für Mitteleuropa relevant beurteilen zu können, wurden einige häufig vorkommende Arten, wie *Oedipoda coerulescens*, *Glyptobothrus biguttulus* und *Glyptobothrus brunneus*, bei gleicher Belastung der Testsubstrate mit Chemikalien in simulierten Langzeit-Überwinterungsversuchen verglichen.

II. Dauerzucht im Laboratorium

A. patruelis und *Ai. thalassinus* aus Sabaudia (Latina, Italien) wurden bei einer Raumtemperatur von 22-27°C in verschiedenen grossen Terrarien in Zucht genommen (vgl. SCHMIDT 1981). Die Anordnung ist aus Abb. 1 zu ersehen.

Um die Sterblichkeit der Larven möglichst gering zu halten sollten die Terrarien nicht mit mehr als 60-100 Larven besetzt werden; sie ist auf dem 1. Larvenstadium am höchsten. Im Mittel werden dann 50-60% der Larven imaginal. Die adulten Tiere wurden sogleich entnommen und nach Beendigung der Präovipositionszeit nach etwa 8-10 Tagen für die in getrennten Terrarien durchgeführten Versuche verwendet. Daneben wurden von jeder Generation 10 Männchen und 10 Weibchen entnommen und in einem weiteren Zuchtterrarium zur Fortsetzung der Dauerzucht angesetzt, die schließlich abhängig vom Bedarf an Versuchstieren ist.

III. Auswahl der Parameter zur Beurteilung der Wirkung von Testchemikalien

Alle untersuchten Feldheuschrecken legen, wie die allermeisten Arten dieser Gruppe, ihre Eier in Ootheken im Erdboden ab (SCHMIDT & BAUMGARTEN 1974/77). Notwendig ist eine gewisse Feuchtigkeitsmenge im Boden, da sonst keine Eientwicklung stattfindet (UVAROV 1966). Die bei nicht diapausierenden Arten sogleich einsetzende Embryonalentwicklung dauert bei 30°C etwa drei Wochen. Bei diapausierenden Arten überliegen die Eier in den Ootheken vom Herbst bis zum Frühjahr bei tiefen Temperaturen, ohne sich zu entwickeln. Nach dieser Vernalisation schlüpfen die Larven bei 30°C regelmäßig nach 14 Tagen. Aufgrund der für die Testtiere bekannten bionomischen Daten und anderer Ergebnisse über die Entwicklung und Aufzucht von Feldheuschrecken (UVAROV 1977, SCHMIDT 1980 und 1981) wurden folgende Beurteilungskriterien herangezogen:

- Anzahl der abgelegten Ootheken; nur verwertbar unter gleichen Versuchsbedingungen,
- Eizahl pro Oothek; sie vermindert sich unter Normalbedingungen bei ca. 3 Monate alten und älteren Weibchen, mitunter auch schon bei jüngeren,
- Schlupfrate der Larven; sie liegt in Kontrollversuchen um 80%,
- Anzahl der sich entwickelnden Imagines; dies ist abhängig von der Populationsdichte im Terrarium, die in allen Testaufzuchten nicht zu hoch sein darf.

IV. Bisherige Ergebnisse

Als Testchemikalien wurden HgCl_2 , Harnstoff, Atrazin, Perylen, DDD, Phenol, Methanol und Äthylacetat ausgewählt, die soweit wie möglich in wässriger Lösung verwendet oder bei zu geringer Wasserlöslichkeit direkt dem trocknen Sand zugemischt wurden.

1. Testchemikalie Sublimat, HgCl_2 (MERCK)

a) Versuchstier *A. patruelis*

Quecksilber-(II)-chlorid beeinflusste vor allem die im Boden stattfindende Embryonalentwicklung, so daß die Schlupfrate der Larven ab 1 mg Hg/kg Trockenboden aufwärts deutlich reduziert

war und mit dem Differenzen-t-Test auf $P=95\%$ abgesichert werden konnte. Die Streuung der Schlupfwerte erhöhte sich mit zunehmender Konzentration, bis schließlich bei sehr starker Belastung kein Schlupf mehr gelang (Abb. 2). Die legenden Weibchen konnten die verschiedenen HgCl_2 -Konzentrationen nicht registrieren, denn die Absatzrate an Ootheken und Eiern war in den verschiedenen Versuchsgefäßen nicht signifikant unterschiedlich. Auch die Adultrate unterschied sich nicht deutlich von der der Kontrolle; sie lag in höheren Konzentrationen (5 mg Hg/kg und höher) nur geringfügig niedriger.

b) Versuchstier *Al. thalassinus*

Auch bei dieser Art wirkte sich HgCl_2 vorwiegend auf die Schlupfrate der Larven aus. Wie Abb. 3 erkennen läßt, wurde auch in diesem Falle die Schlupfrate ab 1 mg Hg/kg Trockensubstrat deutlich reduziert. Eine statistische Absicherung gelang allerdings erst ab 5 mg Hg/kg, weil der Mittelwert der Kontrolle relativ niedrig war. Gegenüber der geringsten HgCl_2 -Konzentration ließ sich auch der für 1,21 mg HgCl_2 /kg erhaltene Wert mit $P=95\%$ absichern.

Auch die Weibchen dieser Art konnten bei der Eiablage nicht zwischen den verschiedenen HgCl_2 -Konzentrationen unterscheiden; eher war ein leichter Anstieg in der Anzahl der Ootheken bei konstant gebliebener Eizahl (8-11) mit zunehmender Wirkstoffkonzentration zu verzeichnen. Obgleich in mehreren Versuchsserien die Larvensterblichkeit bereits ab 0,605 mg HgCl_2 /kg erhöht war, konnte keine signifikante Abhängigkeit der Adultrate von der HgCl_2 -Konzentration festgestellt werden.

c) Versuchstier *Oe. coerulescens*

Von dieser Art mit Winterpause konnte aus den erwähnten Gründen pro Jahr nur eine Versuchsreihe erhalten werden, so daß bisher nur zwei auswertbare Versuchsserien vorliegen, die für eine statistische Auswertung nicht ausreichen. Für jede Versuchsserie wurden ca. 30 Pärchen im August im Freiland gefangen und in der oben beschriebenen Weise zur Eiablage angesetzt. Nach 4-6 Wochen wurde das Substrat mit den abgesetzten Ootheken bei $4-5^{\circ}\text{C}$ im Kühlschrank bis zum März des folgenden Jahres einge-

wintert. Diese Unterkühlungszeit reichte bei dieser Art aus, um eine Schlupfrate bis zu 70% zu erhalten. Allerdings scheinen Populationsunterschiede zu bestehen.

Nach dieser Vernalisation wurden die Ootheken in den Eiablagebehältern im Substrat bei 30°C bebrütet. Nach etwa 14 Tagen schlüpften die Larven, die wieder nach Testkonzentrationen getrennt in gleicher Weise wie oben angegeben aufgezogen wurden. Die Larvalentwicklung dauerte etwa 6 Wochen.

Das Ergebnis der zwei Versuchsserien, die 1980-1982 durchgeführt werden konnten, entsprach weitgehend dem der beiden vorstehenden Arten. Die Weibchen legten in allen HgCl_2 -Konzentrationen große Mengen von Ootheken ab; sie konnten zwischen den verschiedenen HgCl_2 -Konzentrationen nicht unterscheiden. Auch die Eiablagerrate war nicht unterschiedlich. Die Schlupfrate der Larven war bei 6,05 mg HgCl_2 /kg Trockensand um mehr als 50% reduziert; bei 10fach höheren Konzentrationen schlüpften keine Larven mehr.

Auf die Postembryonalentwicklung wirkten sich bei dieser Art bereits Konzentrationen von mehr als 0,12 mg HgCl_2 /kg aus; die Adultrate war um 50% reduziert. Dieser Unterschied gegenüber den beiden vorstehenden Arten dürfte darin zu suchen sein, daß in diesem Falle die Eier während der gesamten Diapause und nachfolgenden Embryonalentwicklung dem HgCl_2 -Einfluß ausgesetzt waren. Danach wirkt sich jede HgCl_2 -Konzentration über 0,01% (w/w) auf die Populationsdichte dieser Art nachteilig aus. Allerdings schwankte die Entwicklungsrate der Larven auch unter Normalbedingungen wesentlich stärker als bei den vorstehenden Arten und war im Mittel geringer.

Das gleiche Ergebnis konnte in einer Versuchsreihe mit *Gl. brunneus* erhalten werden.

2. Testchemikalie Harnstoff ($\text{H}_2\text{N}-\text{CO}-\text{NH}_2$) (MERCK)

Als Versuchstier diente im wesentlichen *A. patruelis*; von den mitteleuropäischen Arten mit Diapause wurden zum Vergleich *Oe. coerulescens* und *Gl. biguttulus* untersucht.

Harnstoff bewirkt in höheren Konzentrationen eine deutliche Reduktion der Absatzrate von Ootheken und Eiern bis schließlich

nur noch einige leere Ootheken produziert werden (Abb. 4). Dabei wird die Eiablage stärker beeinflusst als die Produktion von Ootheken. Die Reduktion von Ei- und Oothekenrate mit zunehmender Harnstoffkonzentration wird durch Ammoniak bewirkt, das durch Urease im Boden vermehrt freigesetzt und von den Weibchen perzipiert wird.

Weniger beeinflusst wird die aus den abgelegten Eiern schlüpfende Anzahl von Larven (Abb. 5), zumal Harnstoff im Boden relativ schnell zersetzt wird. Erst bei relativ hohen Harnstoffgaben wurde die Entwicklung der Larven merklich gestört. Neben der Schädigung durch freigesetztes Ammoniak ist hierfür vermutlich auch der die Eischale durchdringende Harnstoff von Bedeutung (HOGAN 1961, 1962), denn der eingedrungene Harnstoff kann in hohen Konzentrationen zu Fehlentwicklungen führen.

Die Adultraten unterschieden sich nach Belastung nicht von der der Kontrollen.

Für Ammoniumkarbonat, das aus Harnstoff im Boden entsteht, wurden die gleichen Resultate erhalten, was auf die Bedeutung des Ammoniaks als Zersetzungsprodukt beider Testsubstanzen für die Befunde hinweist. Für die Ureaseaktivität konnten im benutzten Substrat 1,1 Urease-Einheiten in 10 g Sandboden ermittelt werden. Natriumnitrat wirkte sich dagegen in allen Testkonzentrationen weder auf die Eiablage und Oothekenrate noch auf die Embryonalentwicklung negativ aus.

Die mit *Oe. coerulescens* und *Gl. biguttulus* und verschiedenen Harnstoffkonzentrationen durchgeführten Versuchsreihen führten zum gleichen Ergebnis. Auch in diesen Versuchen wirkte sich das freiwerdende Ammoniak nachteilig und schädigend auf die Heuschreckenentwicklung aus.

3. Testchemikalie Phenol, 99,5%ig, chem. rein (RIEDEL de HAEN)

Phenol wurde in drei Versuchsserien mit *A. patruelis* getestet und dabei die in Tab. 1 aufgeführten Werte erhalten.

Der Prozentsatz der adult gewordenen Larven betrug nach Phenolbelastung 34%, in der Kontrolle 59%.

Aus den Versuchen ergibt sich kein Unterschied in der Eiablage-rate, der Anzahl der abgelegten Ootheken und der Schlupfrate der

Larven gegenüber der Kontrolle. Noch bei höchsten Phenolkonzentrationen, die durch Verdampfen des Phenols über dem Eiablage-substrat bei den Weibchen bereits Gleichgewichtsstörungen hervorriefen, schlüpften die Larven zu fast 100%. Dies ist im wesentlichen auf den sehr schnellen Abbau des Phenols im feuchten Substrat zurückzuführen, verbunden mit einer bekannten Inaktivierung. Allerdings zeigt die um fast 50% reduzierte Adultrate eine langfristige Schädigung an, die sich erst postembryonal bemerkbar macht.

Tab. 1: Einfluß der Phenolkonzentration auf die Anzahl der produzierten Ootheken und Eier, die Schlupfrate der Larven sowie die Adultrate im Vergleich zur Kontrolle; Mittelwerte aus 3 Versuchsserien

Phenolkonzentration in mg/kg Trockensubstrat	K	0,121	0,605	1,21	6,05	12,1	60,5	121	605	1210
Ootheken	4,3	3,5	4	5	3,5	4	6,6	6,3	3	6
geschlüpfte Larven	61	38	49	33	39	48	108	106	31	97
in % der Eizahl	78	61	77	66,5	75	79	93	79	86	98
Eier/Oothek	14	10,5	16	11,5	17	14,5	19,5	16	12	17

4. Testchemikalie Atrazin

Dieses als Herbizid eingesetzte Produkt wurde in vier Versuchsserien mit *A. patruelis* als Versuchsobjekt geprüft. Die erhaltenen Daten zeigt Tab. 2. Als relativ wasserunlösliche Verbindung mußte Atrazin dem trockenen Sandsubstrat in verschiedenen Konzentrationen zugemischt werden, bevor 12% Wasser zugefügt wurden.

Tab. 2: Einfluß von Atrazin auf die Anzahl der produzierten Ootheken und Eier, die Schlupfrate der Larven sowie die Adultrate im Vergleich zur Kontrolle; Mittelwerte aus 4 Versuchsserien

Atrazinkonzentration in mg/kg Trockensubstrat	K	0,01	0,05-0,06	0,1-0,12	0,5-0,6	1,0-1,2	2,0-2,4	5	10
Ootheken	11	9	11	9	7,5	10	10	17	13
geschlüpfte Larven	114	140	164	105	111	151	99	179	125
in % der Eizahl	94	91,5	91,3	91,8	94,5	97,3	95,5	91,5	85
Eier/Oothek	12	17	16	17	15	15	13	12	13

Der Prozentsatz der adult gewordenen Larven betrug nach Atrazin-einfluß 29%, in der Kontrolle 47%.

Keine dem Testsubstrat beigemengte Konzentration hatte auf die Anzahl der abgesetzten Ootheken und Eier sowie auf den Prozentsatz der geschlüpften Larven einen Einfluß. Dagegen war die Adult-rate auch in diesem Falle nach Belastung deutlich verringert, so daß sich Atrazin erst während der Postembryonalentwicklung auswirkte.

5. Testchemikalie Perylen

Es wurden zwei Versuchsserien mit unterschiedlichen, aber wasserlöslichen Konzentrationen durchgeführt, wobei die in Tab. 3 aufgeführten Werte erhalten wurden. Als Versuchsobjekt diente *A. patruelis*.

Tab. 3: Einfluß von verschiedenen Perylenkonzentrationen auf die Ootheken- und Eiablage sowie Larvalentwicklung von *A. patruelis*; Kontrolle (K), Mittelwerte aus 2 Versuchsserien

Perylenkonzentration in mg/kg Trockensubstrat	K	0,012	0,03	0,06
Ootheken	13	18	13	12
geschlüpfte Larven	175	224	187	143
in % der Eizahl	93	92	96	94
Eier/Oothek	16	14	15	13

Der Prozentsatz der adult gewordenen Larven betrug nach Perylenbehandlung 22%, in der Kontrolle auch nur 22%.

Wasserlösliche Konzentrationen von Perylen hatten keinen Einfluß auf die Reproduktionsrate von *A. patruelis*. Jedoch ist auffallend, daß auch in den Kontrollversuchen sehr wenig Larven adult wurden, was einer Nachprüfung bedarf!

6. Testchemikalie DDD (Dichlordiphenyldichloräthan)

Auch mit dieser Chemikalie, die als Insektizid wirksam ist, wurden zwei Versuchsserien mit unterschiedlichen, aber wasserlöslichen Konzentrationen durchgeführt. *A. patruelis* diente als Versuchstier. Die erhaltenen Werte zeigt Tab. 4.

Tab. 4: Einfluß von verschiedenen DDD-Konzentrationen auf die Ablage von Ootheken und Eiern sowie die Embryonalentwicklung von *A. patruelis*; Kontrolle (K), Mittelwerte aus 2 Versuchsserien

DDD-Konzentration in mg/kg Trockensubstrat	K	0,012	0,03	0,06
Ootheken	15	20	12	16
geschlüpfte Larven	159	232	144	234
in % der Eizahl	98	98	98	98
Eier/Oothek	11	12	13	15

Der Prozentsatz an adult gewordenen Larven betrug nach DDD-Belastung 20%, in der Kontrolle 45%.

Auch DDD zeigte in wasserlöslichen Konzentrationen keinen Effekt auf die untersuchten Parameter. Es wirkte sich jedoch postembryonal aus, indem die Adultrate mehr als 50% verringert wurde.

7. Testchemikalie Methanol und Äthylacetat

Mit diesen mit Wasser gut mischbaren Lösungsmitteln wurden jeweils zwei Versuchsserien mit Konzentrationen zwischen 0,0001 und 0,6 ml/kg Trockensubstrat durchgeführt. In diesem Bereich hatte keine der beiden Chemikalien irgendeine negative Auswirkung auf die ermittelten Parameter. Allerdings wurde auch in diesen Fällen der Prozentsatz der adult gewordenen Larven von beiden Verbindungen um 47 bzw. 33% reduziert:

Nach Methanolbelastung 24%, in der Kontrolle 45% Adultrate,
nach Äthylacetatbelastung 55%, in der Kontrolle 81% Adultrate.

V. Diskussion und Bewertung der Methode

Nach den Ergebnissen der bisher vorliegenden Untersuchungen besteht die Möglichkeit, mit Hilfe der erarbeiteten Testmethode im Laboratorium gewonnene Daten mit denen des Freilands zu vergleichen, wenn die entsprechenden Vorkehrungen getroffen werden. *A. patruelis* und *Al. thalassinus* eignen sich für die Labortests gleich gut; sie waren etwa gleich empfindlich und lassen sich

über die gesamte Jahresperiode kontinuierlich züchten. *Ai. thalassinus* ist etwas größer und damit robuster. Seiner Lebensweise entsprechend ist der Eiablageort variabler, so daß verschiedene Bodentypen getestet werden können.

Während in den Labortests bei kontinuierlicher Nachzucht die Einwirkung der Chemikalien über 3-4 Wochen erfolgte, blieben die Ootheken in den Überwinterungsversuchen mit heimischen Arten 4-5 Monate mit den Chemikalien in Berührung, allerdings lange Zeit bei Temperaturen um den Gefrierpunkt. In beiden Fällen entspricht dies den Freilandbedingungen, unter denen die Arten zu überleben haben. Dadurch wird ein direkter Vergleich der Arten mit und ohne Winterdiapause erschwert.

Persistente Chemikalien wirkten sich in beiden Fällen zwar etwa gleich auf die Embryonalentwicklung aus, jedoch war die Absterberate der Larven bei diapausierenden Arten deutlich größer. Danach beeinflussen solche Chemikalien bei Dauerwirkung über mehrere Monate besonders die Postembryonalentwicklung. Verglichen mit den kontinuierlich züchtbaren Arten findet bei den in Mitteleuropa heimischen Arten aufgrund der langen Eidia-pause eine stärkere Schädigung der sich entwickelnden Tiere statt. Dementsprechend sind die in 3-4 wöchigen Labortests erhaltenen kritischen Grenzwerte um etwa eine Dezimale herabzusetzen.

Für HgCl_2 lag der Grenzwert für die kontinuierlich züchtbaren Arten bei etwa 1,0 mg/kg Trockensand, bei Arten mit Winterdiapause bei 0,1 mg/kg, wenn das Schwermetall während der gesamten Embryonalentwicklung einwirken und funktionelle SH-Gruppen blockieren konnte. Nach den Angaben von KLOCKE (1977) werden in unseren lufttrocknen Böden häufig 0,1-1 mg/kg Quecksilber gefunden; als tolerierbar empfiehlt derselbe Autor 2 mg Hg/kg, an anderer Stelle sogar 5 mg Hg/kg Kulturboden. Nach den vorliegenden Untersuchungen sind solche Konzentrationen für Feldheuschrecken und sicherlich auch für viele andere Tiergruppen hochtoxisch, so daß es nicht verwundert, wenn in landwirtschaftlich genutzten Flächen die Feldheuschrecken so gut wie ausgestorben sind.

Der Wirkung des als Düngemittel verwendeten Harnstoffs können die Versuchstiere bei der Ablage ihrer Eier teilweise ausweichen

und sich auf diese Weise vor zu starker Schädigung schützen, wenn im Freiland in der Nähe nicht belastete Flächen vorhanden sind. Bereits 0,0275 g N/kg Trockensubstrat reduzierten die Schlupfrate der Larven, wenn Ammoniak aus der Chemikalie freigesetzt werden konnte. Da Harnstoff wie auch Ammoniumkarbonat im Boden relativ schnell zersetzt werden, ist es verständlich, wenn sich die kontinuierlich züchtbaren Arten von denen mit Winterdiapause in der Toleranz gegenüber Harnstoff nicht unterscheiden. Dies setzt allerdings voraus, daß die Chemikalie nur einmal während des Biozyklus der Heuschrecken appliziert wird. Innerhalb der zwei Versuchswochen dürfte der Harnstoff bei den hohen Temperaturen von 30°C und darüber weitgehend zersetzt werden, weshalb die postembryonalen Stadien der diapausierenden Arten nicht stärker geschädigt wurden. Dies bedeutet für die Praxis, daß bei Düngung mit Harnstoff oder auch Ammoniumkarbonat besonders die auf der belasteten Fläche im Boden vorhandenen Eier und Embryonen vergiftet werden. Da solche Düngungen meistens im Frühjahr oder Herbst erfolgen, werden praktisch alle Heuschreckenarten in Mitteleuropa davon betroffen, da die Larven erst im Mai schlüpfen. Auf die jungen Larven wirkt sich dann das Ausbringen von Gülle katastrophal aus, so daß auf allen Kulturwiesen und Weiden, die jährlich gedüngt werden, kaum noch Feldheuschrecken anzutreffen sind.

Alle anderen getesteten organischen Chemikalien hatten in den vorgegebenen Konzentrationen erst eine sehr späte Wirkung während der Entwicklung, die bisher nicht zu erklären ist. Es müssen irgendwelche latenten Schäden gesetzt werden, die erst postembryonal zur Geltung kommen. Bereits in sehr geringen Konzentrationen wurde die normale Adultrate um 50% und mehr herabgesetzt. Nach unseren Erfahrungen wird dies von der Persistenz der Chemikalien abhängig sein, die in jedem Einzelfall in Abhängigkeit vom Boden zu prüfen wäre.

In der Praxis spielt dabei der Zeitpunkt der Applikation bzw. die Dauerbelastung eine Rolle. Zur näheren Beurteilung der toxischen Wirkungen sind Untersuchungen in größerem Umfang erforderlich.

Alle erhaltenen Ergebnisse gelten selbstverständlich nur für

eine einmalige Applikation zur Zeit der Eiablage. Über eine Dauerbelastung und ihre Auswirkungen auf das Ökosystem können keine direkten Aussagen gemacht werden. Vorsichtige Schlußfolgerungen ergeben jedoch, daß eine Dauerbelastung des Bodens mit Chemikalien keine Erholung der Faunenzusammensetzung zuläßt und schließlich zum Aussterben gewisser Arten in ihren Lebensräumen führen muß. Sind solche Arten wichtige Glieder des natürlichen Gefüges, z.B. in der Nahrungskette, so werden die nachfolgenden Glieder ebenfalls aussterben oder stark dezimiert werden, wenn sie nicht stark polyphag sind und andere Beuteobjekte, deren Vermehrungspotential infolge fehlenden Feinddrucks erhöht wird, als gleichwertige Nahrung nutzen können (OLECHOWICZ 1977, KAJAK 1978).

Bei Dauerbelastung sind Akkumulationen von Schwermetallen und persistenten Chemikalien hinreichend bekannt (SMITH 1980). Auch in dieser Hinsicht dürfte die entwickelte Testmethode aufschlußreiche Ergebnisse zeitigen, wenn die Chemikalie gleichzeitig über die Nahrungspflanze verfüttert wird. Nach geringfügiger Abänderung läßt sich die Testmethode auch zur Untersuchung der Verteilung der Testchemikalien im Körper und Ermittlung der Ausscheidewege verwenden.

Für die Situation im Freiland bedeuten die im Labor unter Ausschluß von Feinden durchgeführten Untersuchungen, daß Heuschrecken ein erhebliches Vermehrungspotential benötigen, um sich gegenüber der Vielzahl von Prädatoren (Vögel, Lurche, Eidechsen, Säugetiere) artlich behaupten zu können. Wegen ihrer großen Biomasse wird die Anzahl der Prädatoren weitgehend von dem Nahrungsangebot, d.h. von der Individuendichte, abhängen. Eine Dezimierung durch nichtvertebrate Feinde kann dabei vernachlässigt werden. Dementsprechend wird sich im Ökosystem jede durch Chemikalien oder auch Bearbeitungsmaßnahmen bedingte Reduktion der Populationen auf die Konsumenten auswirken, insbesondere auf eine Dezimierung von Sing- und Storchenvögel.

Um nähere Aussagen über den durch Chemikalienwirkung tolerierbaren Individuenausfall machen zu können, sind nähere Berechnungen über Biomassen und Energieketten erforderlich. Dabei sind natürliche Populationsschwankungen und die Minimalareale für die Ernährung der Prädatoren zu berücksichtigen. Da entsprechende

Untersuchungen weitgehend fehlen, kann nicht beurteilt werden, um wieviel Prozent eine Population unter Einbeziehung der natürlichen Dichteschwankungen reduziert werden kann, um noch keine gravierenden Veränderungen im weiträumigen Ökosystem zu bewirken.

VI. Zitierte Literatur

- HOGAN T.W. (1961) The action of urea on diapause in eggs of *Acheta commodus* (Walk.) (Orthoptera: Gryllidae). Austr. J. Biol. Sci. 14, 419-426.
- HOGAN T.W. (1962) The absorption and subsequent breakdown of urea by diapausing eggs of *Acheta commodus* (Walk.) (Orthoptera: Gryllidae) Austr. J. Biol. Sci. 15, 362-370.
- KAJAK A. (1978) The effect of fertilizers on numbers and biomass of spiders in a meadow. Symp.Zool.Soc.Lond.nr. 42, 125-129.
- KLOCKE A. (1977) Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA, H. 2, 32-38.
- ODUM E.P. (1980) Grundlagen der Ökologie. I. Grundlagen, II. Standorte und Anwendung. G. Thieme, Stuttgart-New York.
- OLECHOWICZ F. (1977) Changes in the composition and numbers of Diptera under the influence of mineral fertilization of meadows. Ecol. pol. 25, 467-490.
- RATSCH H.-J. (1982) Der Heuschreckenanteil an der Biomasse der epigäischen wirbellosen Fauna von Graslandbiotopen Nordwestdeutschlands während der Vegetationsperiode. Zulassungsarbeit für HL, Univ. Hannover, 66 pp.
- SCHMIDT G.H. (1980) Zur Bionomie von *Acrotylus patruelis* Herrich-Schäffer (Insecta, Saltatoria, Acrididae). Zool. Beitr. NF. 26, 133-159.
- SCHMIDT G.H. (1981) Growth and behaviour of *Acrotylus patruelis* (H.-S.) larvae in temperature gradients under laboratory conditions. Zool. Anz. 206, 11-25.
- SCHMIDT G.H. (1983) Pestizide und Umweltschutz. Vieweg, Wiesbaden (im Druck).
- SCHMIDT G.H. & BAUMGARTEN M. (1974/77) Untersuchungen zur räumlichen Verteilung, Eiablage und Stridulation der Saltatorien am Sperbersee im Naturpark Steigerwald. Abh. Naturwiss. Ver. Würzburg 15, 33-83.
- SEEBASS W. (1982) Faunistische Untersuchungen zur Verteilung der Orthopteren im toska-emilianischen Apennin. Zulassungsarbeit für HL, Univ. Hannover, 147 pp.

SMITH A.L. (1980) Ecology and Field Biology.
3rd Ed., Harper & Row, Publ., New York.

TISCHLER W. (1979) Einführung in die Ökologie.
2. Aufl., Gustav Fischer, Stuttgart-New York.

UVAROV B. (1966) Grasshoppers and Locusts. Vol. 1, (1977) Vol. 2,
Centre of Overseas Pest Research, London.

Wieser W. (1979) Schwermetalle im Blickpunkt ökologischer Forschung.
Biologie in unserer Zeit 9, 80-89.

Anhang

VII. Durchführung der Labortestversuche

Etwa 20-30 imaginale Weibchen im Alter von 2-8 Wochen wurden mit ebensovielen Männchen zur Eiablage in Versuchsterrarien gesetzt, die aus einem Plexiglasbehälter von 60 x 30 cm Umfang und 30 cm Höhe bestanden; zusätzliche Raumhöhe wurde durch einen bis 50 cm hohen mit Nylongaze bespannten Holzrahmenaufsatz mit einer oder zwei Glasschiebetüren gewonnen (ähnlich wie in Abb. 1). Auf dem Käfigboden befand sich ein leicht auswechselbarer Hydrokulturkasten mit ungebeizten Weizen- oder Gerstekeimlingen. Der Rest des Käfigbodens war mit einer etwa 1 cm dicken Schicht groben trockenen Sandes bedeckt.

Die Beleuchtung und zugleich Beheizung erfolgte durch eine im seitlichen Drittel unter der Decke des Aufsatzes im Terrarium hängende, innen verspiegelte Reflektorglühlampe (Osram Concentra 75 Watt), die so eingestellt war, daß durch den engen Strahlungswinkel die Futterpflanzen vor Hitzeschäden geschützt waren und auf der Sandoberfläche 40-42°C erreicht wurden. Zu den Seiten hin bestand ein Temperaturgradient bis auf 28°C während der Hellperiode und 22-25°C während der Dunkelperiode. Ein solcher Temperaturgradient ist für eine erfolgreiche Versuchsdurchführung unentbehrlich!

Die Feuchtigkeit im Terrarium wurde durch Einsetzen von mit Wasser und etwas Watte gefüllten flachen Schalen erhöht. Als weitere Nahrung dienten grüner Salat, Früchte, Weizenkleie, gelbe Rüben, eiweißhaltiges Kraftfutter und diverse Kräuter.

1. Ermittlung der Anzahl an abgesetzten Ootheken mit Eiern und der Larvenschlupfrate

Für die Eiablage wurden neben den Hydrokulturkasten eine Serie von 9 Kunststoffbehältern gestellt, von denen jeder folgende Maße aufwies: l= 7,5cm, b= 7,5cm, h= 5cm. Alle Behälter wurden mit gewaschenem Sand von 0,34-0,43mm Korngröße bis zum oberen Rand gefüllt und jeweils 12% Leitungswasser hinzugegeben. Einer der Behälter diente zur Kontrolle, in die anderen acht wurden mit dem Wasser verschiedene Konzentrationen der Test-

chemikalie gegeben. Als Basis wurde die in Abb. 6 angeführte Konzentrationsabstufung gewählt. War eine genauere Ermittlung der Toxizitätsschwelle erforderlich, wurden die Konzentrationen im Wirkungsbereich feiner abgestuft. Jede Versuchsserie dauerte 14 Tage. Während dieser Zeit blieben die Eiablagebehälter unter Kurztagbedingungen (L/D 12 h) täglich zwischen 9 und 12 Uhr sowie zwischen 14 und 17 Uhr im Terrarium, da die Eiablage bevorzugt während dieser Zeiten erfolgt und eine zu starke Austrocknung des Substrates auf diese Weise vermieden wird. Täglich wurde der Wassergehalt kontrolliert und ein Verlust durch Zugabe von reinem Wasser ausgeglichen. Nach jeder Unterbrechung der Eiablagezeit (täglich zwei Mal) wurde der Standort der Ablagebehälter in einer vorher festgelegten Reihenfolge geändert. Auf diese Weise wurde eine eventuelle Begünstigung eines Behälters durch die vorherrschende Temperatur ausgeglichen.

Nach der zweiwöchigen Versuchszeit wurden die abgelegten Eier mit dem Substrat bei 30°C im Thermostaten bebrütet. Der Schlupf der Larven wurde täglich bis zu 5 Wochen kontrolliert und registriert. Während der Bebrütungszeit darf das Substrat nicht austrocknen! Um dies zu vermeiden oder möglichst gering zu halten, befanden sich die Eiablagebehälter einzeln im Plastikbeutel, wodurch die Schlupfkontrolle erheblich erleichtert wurde. Um die Kondenswasserbildung möglichst gering zu halten, wurde in die Beutel zusätzlich etwas Zellstoff gegeben. Bei zu viel Kondenswasser verkleben die jungen Larven sehr leicht und sterben ab.

Nach der Inkubationszeit von 5 Wochen wurden die abgelegten Ootheken mit fließendem Leitungswasser aus den Behältern geschlämmt, ihre Anzahl und die verbliebenen, nicht geschlüpften Eier gezählt und dann wurde der Versuch den Beurteilungskriterien entsprechend ausgewertet.

Für eine statistische Auswertung waren für jede Testchemikalie wenigsten 4-6 Versuchsserien erforderlich, die parallel oder nacheinander durchgeführt werden können. Für die statistische Absicherung der Unterschiede war der Differenzen-t-Test wegen der mitunter großen Streubreite der Werte am geeignetsten.

2. Aufzucht der Larven und Ermittlung der Imaginalrate

Alle bei 30°C geschlüpften Larven, die wenigstens 24 Stunden

überlebten, wurden in getrennten Terrarien, wie in Abb. 1, nun aber mit etwa 2 cm hohem und feuchtem Sandboden, sonst aber unter gleichen Bedingungen, wie oben beschrieben, aufgezogen. Für jede getestete Wirkstoffkonzentration und die Kontrolle wurde ein separates Aufzuchtterrarium eingerichtet, damit die Imaginalrate für jede Konzentration getrennt ermittelt werden konnte.

Die Sterblichkeit der Larven war, wie unter Normalbedingungen, während des ersten Stadiums relativ hoch. Die Besatzdichte sollte in den Terrarien mit den angegebenen Abmessungen 60 Larven nicht wesentlich übersteigen, damit möglichst viele der eingesetzten Larven das Adultstadium erreichen und andere Einflußfaktoren außer der Testchemikalie weitgehend ausgeschlossen sind. Die gesamte Larvalentwicklung beträgt im Mittel 30-35 Tage (SCHMIDT 1980).

Die Imaginalrate ergibt sich aus dem Verhältnis der adult gewordenen Tiere zur Anzahl der eingesetzten Larven. Das Geschlecht ist hierbei zu vernachlässigen.

VIII. Aufwandberechnungen zur Durchführung der Testmethode

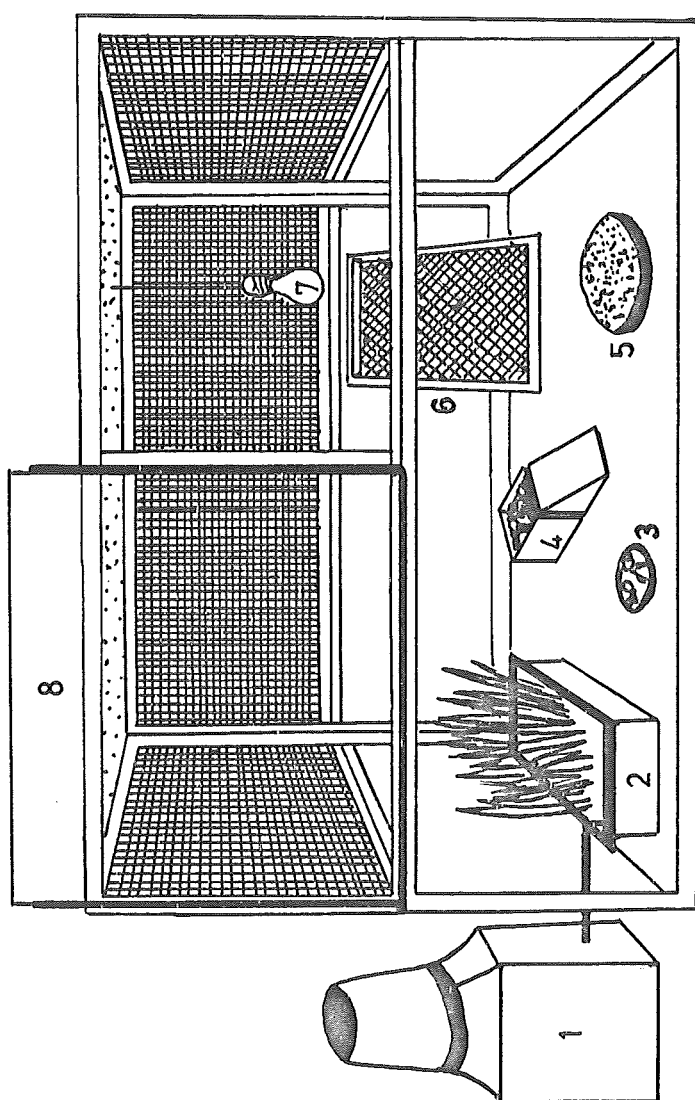
Für die Durchführung der Testmethode ist ein Mindestaufwand erforderlich, der sich aus der nachstehenden Aufstellung ergibt. Zugrundegelegt werden eine kontinuierliche Laborzucht der Versuchstiere und die Aufwendungen für Routineprüfungen:

- Personal: 1 IIa BAT (wiss. Mitarbeiter)
 1 VIB BAT (techn. Mitarbeiter)
- Räume: 1 Zuchtraum (temperaturregulierbar u. belüftet,
 ca. 20m²)
 1 Testraum (temperaturregulierbar u. belüftet,
 ca. 20m²)
 1 Arbeitsraum für das Personal (ca. 20m²)
- Geräte: 2 Brutschränke
 1 Kühlschrank
- Reisemittel: jährlich ca. 2000.- DM (übertragbar)
- Mittel für Verbrauchsmaterial: jährlich ca. 3000.- DM

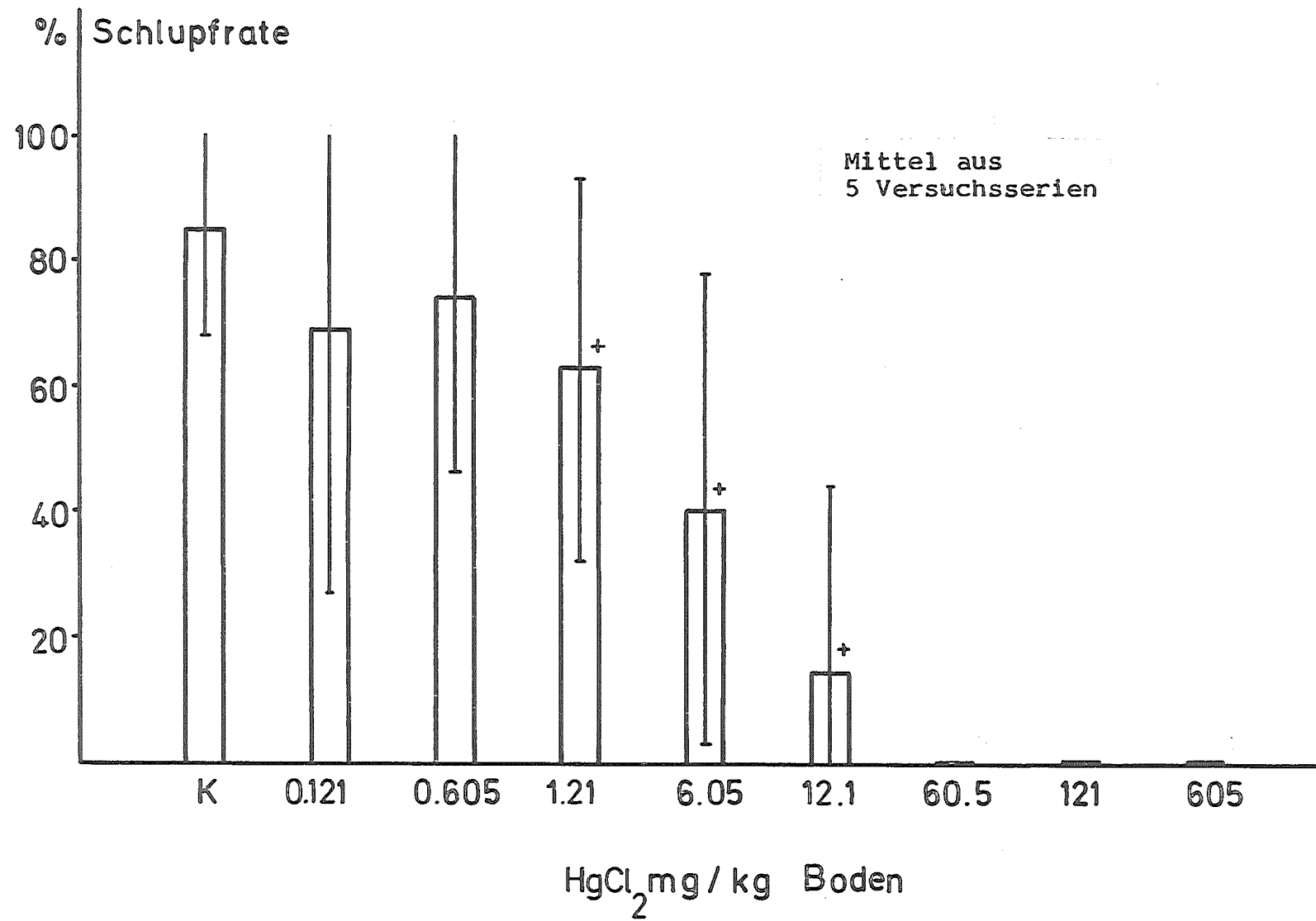
Je nach Umfang der durchzuführenden Testversuche wird es notwendig sein, die einzelnen Posten zu erhöhen!

Legenden zu Abbildungen

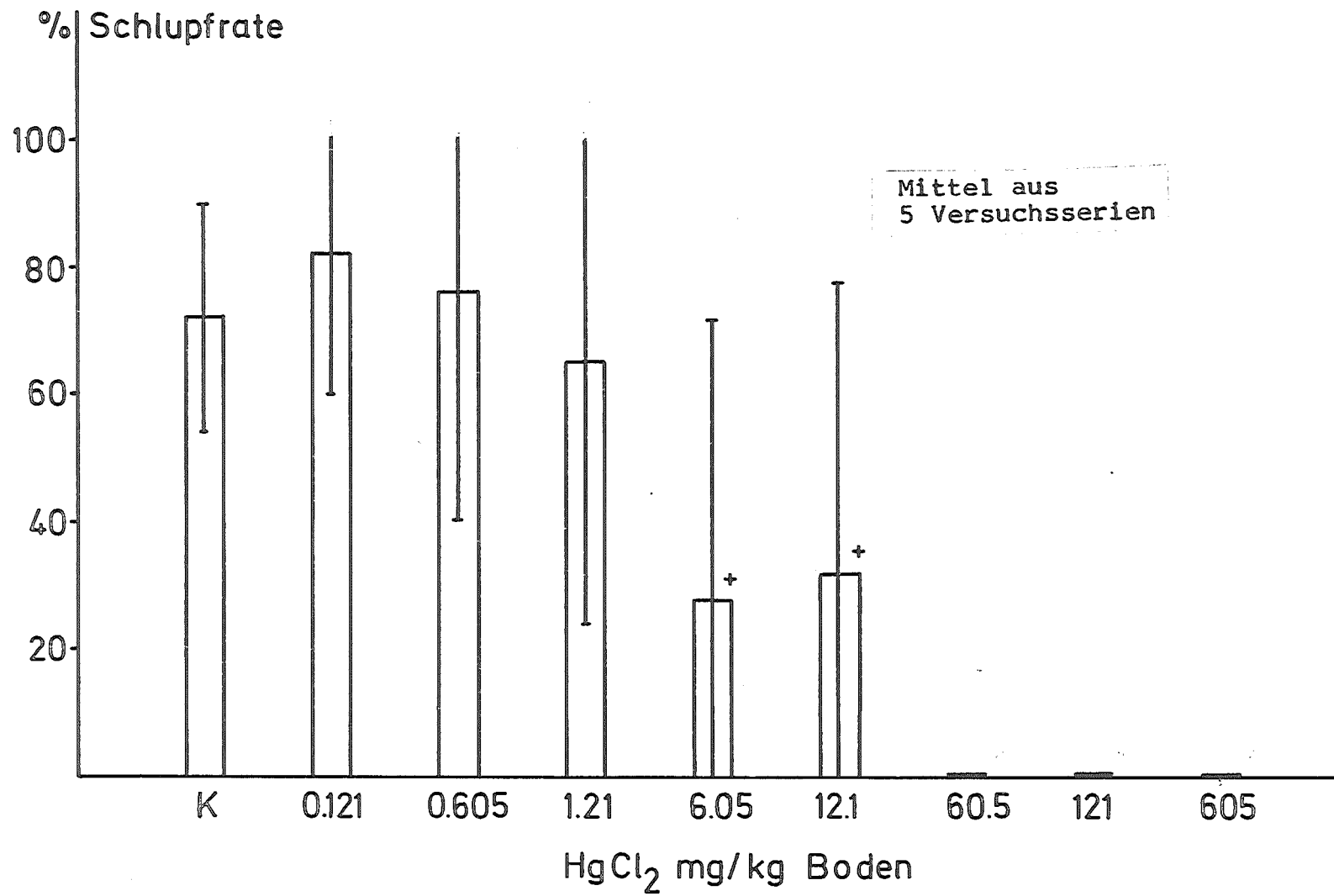
- Abb. 1: Vereinfachtes Schema eines Zuchtterrariums für Feldheuschrecken; 1: Bewässerungsbehälter nach dem Prinzip der kommunizierenden Röhren, 2: Hydrokultursystem, 3: Futterbehälter, 4: Eiablagebehälter, 5: große Petrischale mit feuchtem Sand, 6: Nylongaze zur Verbesserung der Haltungsbedingungen, 7: Strahler für Belichtung und Heizung, 8: Glastür
- Abb. 2: Einfluß verschiedener HgCl_2 -Konzentrationen auf die Schlupfrate der Larven (in %) von *A. patruelis* im Vergleich zur Kontrolle (K) (ohne Belastung); + P=95% nach Differenzen-t-Test
- Abb. 3: Einfluß verschiedener HgCl_2 -Konzentrationen auf die Schlupfrate der Larven (in %) von *Al. thalassinus* im Vergleich zur Kontrolle (K) (ohne Belastung); + P=95% nach Differenzen-t-Test
- Abb. 4: Einfluß von Harnstoff auf die Anfertigung von Ootheken und Ablage von Eiern pro Oothek von *A. patruelis*; berechnet auf N-Gehalt pro kg Trockensubstrat; ++ signifikant, +++ hochsignifikant nach Differenzen-t-Test
- Abb. 5: Einfluß von Harnstoff auf die Schlupfrate der Larven (in %) von *A. patruelis* im Vergleich zur Kontrolle (K) (ohne Belastung) ++ signifikant nach Differenzen-t-Test, P=99%
- Abb. 6: Schema der Anordnung der Eiablagebehälter für die Labortests. Die Zahlen (z.B. in mg) demonstrieren die gewählten Abstufungen in der Konzentration jeder Testchemikalie zur Ermittlung der toxischen Konzentration im randhoch mit feuchtem Sand gefüllten Ablagebehälter (300 g trockener Sand + 40 ml Wasser = 370 g feuchter Testsand; Korngröße 0,34-0,43 mm); K: Kontrollbehälter ohne Belastung

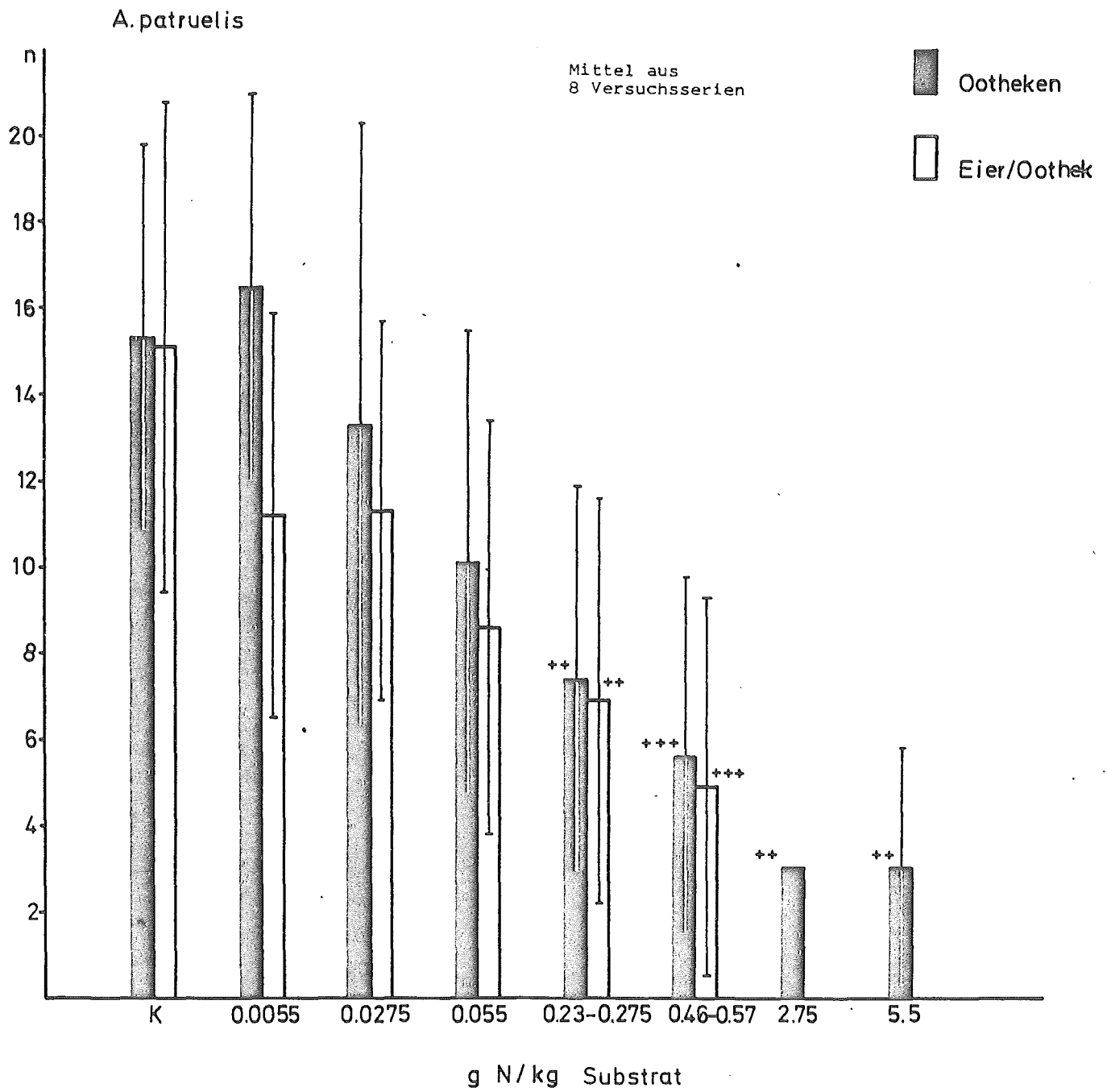


A. patruelis

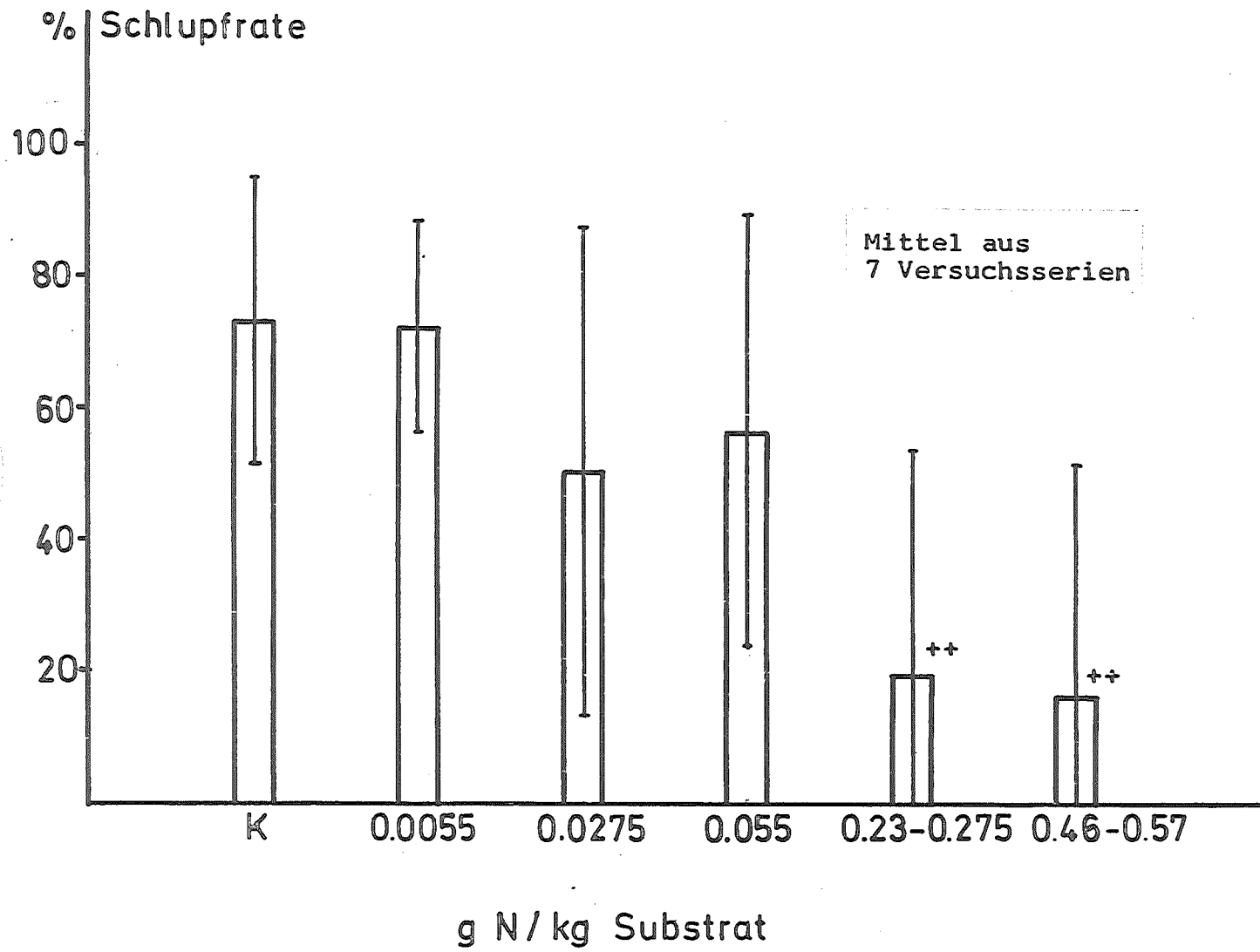


A. thalassinus





A. patruelis



K	0,1	0,5
1,0	5	10
50	100	500

Abbildung 6

O3 7217; vom Hagen; 01.05.1979 - 30.04.1981
Kyberna GmbH, Ernst-Ludwig-Straße 17, 6140 Bensheim 1
Entwicklung eines Langzeit-Stoffwechsel-Meßsystems

Stoffwechsel-Meßsystem 620

Das Stoffwechselmeßsystem 620 erlaubt Kurz- und Langzeituntersuchungen auf der zellulären Ebene und auf der Ebene landlebender Kleintiere zur Bewertung der biologisch-chemischen Belastung von Ökosystemen als automatisches Untersuchungs- und Auswertungsverfahren.

Die Stoffwechselvorgänge können zeitsynchron erfaßt und ausgewertet werden.

Häufig werden nur Einzelparameter aus dem Stoffwechselgeschehen herausgelöst und getrennt vermessen. Die Untersuchung vieler Einzelparameter führt, wenn sie nicht zeitsynchron durchgeführt werden, zu einer unsicheren Gesamtschau der Stoffwechselabläufe.

Die Anlage bietet nun die Möglichkeit, die Anzahl von Einzeluntersuchungen durch zeitsynchrone Analysen zu verringern und den erforderlichen Zeit- und Personalaufwand durch ein automatisches Datenerfassungs- und Auswertungsverfahren und ein leicht bedienbares Betriebssystem zu verkürzen.

Die umfangreiche Datenerfassung, verbunden mit statistischer Auswertung, sowie die einfache Handhabung auch in der Einstellung verschiedener Umweltparameter erlauben einen zügigen Versuchsbetrieb. Die Anlage ist im Baustein-system ausgeführt und ist erweiterungsfähig.

Für die Untersuchung an Kleintieren stehen 6 Meßkammern zur Verfügung. Gemessen werden Gasstoffwechsel, Energiestoffwechsel und Motilität in Abhängigkeit von Versuchsparametern wie Temperatur, Feuchte, Druck und Zusammensetzung der Versuchsgase.

Die Meßkammern sind als Life-Support-System auch für den Langzeitbetrieb über Wochen und Monate ausgebildet. Lediglich die Erneuerung von Futter und Wasser erfordert eine kurze Unterbrechung der Messung im Intervall von mehreren Tagen.

Von den 6 Kammern besitzen 3 Kammern ein 20-l-Volumen, die allein arbeiten können, oder in die jeweils eine Kammer von 4 l zusätzlich eingebracht und

angeschlossen werden kann, oder es können jeweils 2 Kammern von 2-l-Volumen in einer Kammer von 20-l-Volumen eingebracht und angeschlossen werden. In diesem Fall arbeitet die 20-l-Kammer als Klimaraum.

Ausgerüstet wurde die Anlage mit

- 3 Kammern von je 20-l-Volumen,
- 2 Kammern von je 4-l-Volumen,
- 1 Kammer mit 2-l-Volumen.

Der Arbeitstemperaturbereich beträgt $5 - 30^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$ bei einem Feuchtebereich $40 - 98 \% \pm 3 \%$.

Die Temperatur wird für alle 6 Meßkammern gemeinsam vorgewählt, die Feuchte kann für jede Meßkammer getrennt im angegebenen Feuchtebereich eingestellt werden. Der Beleuchtungsrythmus erfolgt für jede Kammer getrennt, die maximale Einstrahlungsleistung, bezogen auf die Klimaregelung, beträgt pro Meßkammer 15 W.

Die Meßmethode für die O_2 -Messung geschieht paramagnetisch, während sie für die CO_2 -Messung eine Infrarot-Methode ist.

Der Luftaustausch der Kammern geschieht spätestens, wenn die CO_2 -Konzentration in der Kammer 0,5 % erreicht hat.

Die Kammern besitzen einen Einblicktubus zum Anschluß der Bildaufzeichnungseinheit, die jetzt als Vidikon ausgeführt ist. Die Auflösung beträgt 46.000 Bildpunkte, die 100mal pro Sekunde abgetastet werden. Bei den großen Kammern ist das eine Auflösung von einem Bildpunkt pro mm^2 .

Für Stoffwechselmessungen auf der zellulären Ebene an Insekten und wechselwarmen Kleintieren stehen weitere 6 Meßkammern zur Verfügung.

Als Klimasystem dienen die 3 großen Meßkammern von je 20 l, in denen jeweils bis zu 2 Kammern eingesetzt werden können. Diese Meßkammern erlauben eine Volumenvariation von 10 bis 300 ml. Sie besitzen ein eigenes, manometrisches Sauerstoffmeßverfahren, das zusätzlich vom Hauptsystem der großen Kammer kontrolliert werden kann.

Beschreibung des Stoffwechsel-Meßsystems 620

Die Gesamtanlage ist in Fig. 1 dargestellt. Die drei großen Versuchskammern von 20 l können allein oder durch Einbringen von je einer 4-l-Kammer, oder von je 2 bis zu 2-l-Kammern benutzt werden. Dabei kann eine 4-l- oder 2-l-Kammer in Kombination mit der 20-l-Kammer betrieben werden. Die Meßgas- und Versorgungsanschlüsse befinden sich im Innenraum der 20-l-Kammer und können leicht mit den einzubringenden Versuchskammern verbunden werden. Sollen zwei 2-l-Kammern benutzt werden, dient die 20-l-Kammer als Klimaraum, da die Meßgas- und Versorgungsanschlüsse für zwei Kammern vorgesehen sind. Insgesamt verfügt die Anlage über 6 Anschlüsse.

Entwicklungsstufen: Die Volumenvariation der Meßkammern wurde zunächst durch Einbringen von Toträumen in 20-l-Kammern gelöst. Dieses Prinzip wurde fallengelassen, weil im unteren Temperaturbereich von 5 bis 15°C Temperatur- und Feuchteverteilung von Kammer zu Kammer im Restraum zu unterschiedliche Werte brachte.

Eine andere Lösung bestand darin, zwei Kammern im 20-l-Volumen, zwei Kammern im 4-l-Volumen und zwei Kammern im 2-l-Volumen in getrenntem Aufbau vorzusehen. Bei der Erprobung mehrerer Kammern hat sich im Temperaturbereich von 5 bis 10°C gezeigt, daß Temperatur und Feuchteverteilung nicht genügend gleichmäßig sind.

Deshalb wurde jetzt das System gewählt, kleinere Meßkammern mit selbstständiger Feuchterege lung, Innenbelüftung und Temperaturfein Anpassung in den 20-l-Kammern einzusetzen. Im Innenraum dieser 20-l-Kammern sind alle Versorgungsanschlüsse für die kleineren Kammern vorgesehen.

Die Meßkammern sind als Mischkonstruktion aus Glas und Aluminium ausgeführt. Die Stirnflächen bestehen aus Aluminium, die Seitenteile aus Glas. Die Teile sind miteinander mit Silikonkautschuk verklebt.

Die 20-l-Kammer ist in Fig. 5 näher dargestellt. Fig. 5a zeigt die Anordnung kleinerer Kammern in der 20-l-Kammer.

Zur Begrenzung der CO₂-Konzentration in der Meßkammer auf 0,5 % ist eine

Spülung der Meßkammer notwendig. Die Spülung erfolgt über Ventile mit großem Querschnitt in Verbindung mit Propellerlüftern. Für jede Meßkammer ist ein Einlaß- und Auslaßventil vorgesehen. Zum geräuschlosen Betätigen der Ventile wurde ein pneumatisches System gewählt, in dem der Ventilquerschnitt durch ein aufblasbares Gummischlauchvolumen geschlossen wird. Die Ventildurchlaßfläche ist 16 cm^2 . Die Spülung der Meßkammer erfolgt somit geräuscharm und ohne Störeinfluß für das Versuchstier. Gespeist werden die Ventile mit einer einstellbaren Druckluftquelle, die aus einer Membranpumpe in Verbindung mit einer Druckregelung besteht.

Steuerventile in der Versorgungsleitung bewirken das Öffnen und Schließen. Sie arbeiten in Verbindung mit der Steuerelektronik für den Meßablauf Fig. 3 und 4.

Entwicklungsstufen: Schwierigkeiten bei der Entwicklung des Ventils gab es bei der Auswahl des Gummis und seine Befestigung im Ventil. Nach mehrmonatigem Betrieb ist kein Ausfall beobachtet worden. Das ursprüngliche Konstruktionsprinzip wurde beibehalten.

Erprobt wurde ein System, statt der Spülung der Meßkammern mit Außenluft an das Einlaßventil ein Atemkalkfilter anzuschließen, oder einen geschlossenen Kreislauf zwischen Ein- und Auslaßventil über ein Atemkalkfilter herzustellen. Dadurch wird das System von der Außenluft unabhängig. Dieses System wurde wegen des beträchtlichen Aufwandes und der erforderlichen Wartungsarbeiten durch Austausch von Absorbermaterial nicht weiterverfolgt, da durch verstärkte Auslegung des Klimasystems eine Störung auf die Klimaregelung durch den Luftaustausch innerhalb der Spezifikationen lag.

Die Thermostatierung der 20-l-Kammern geschieht durch zwei große Kühler in Verbindung mit einer geregelten Vorlauftemperatur. Ein Wälzlüfter in Verbindung mit Leitblechen sorgt für eine gleichmäßige Luftumwälzung des Innenraums.

Entwicklungsstufen: Das Prinzip von Vorkühler und Widerstandsheizung als Feinregelung wurde fallengelassen, weil die Verwirbelung der Umluft an der Widerstandsheizung zu einer ungünstigen Wärmeverteilung im Innenraum der Meßkammer führte. Dadurch wurde auch die Feuchteverteilung im Bereich 5 bis 10°C ungünstig beeinflusst.

Bei den 4- und 2-1-Kammern erfolgt die Innenraumbelüftung mit einem Propellerlüfter in Verbindung mit einer Widerstandsheizung. Wegen der wesentlich kleineren Strömungsgeschwindigkeit konnte die Widerstandsheizung hier beibehalten werden.

Der Arbeitstemperaturbereich kann für alle Kammern gemeinsam im Bereich von 5 bis $30^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ vorgewählt werden.

Die Feuchterege lung im Bereich 40 bis 98 % r.F. erfolgt für jede Kammer getrennt mit einem geheizten Verdampfer von großer Oberfläche. Er arbeitet intervallweise und programmgesteuert in Abhängigkeit von Versuchstemperatur und gewünschter Feuchte. Die in der Meßkammer vorhandene Feuchte wird ständig gemessen. Eine geringfügig überschüssige Feuchte wird mit einem Silikageltrockner-Kreislauf abgefangen. Die Feuchte wird mit kapazitiven Sensoren der Firma Valvo kontrolliert.

Entwicklungsstufen: Der zunächst vorgesehene Wasserbadbefeuchter erwies sich als zu langsam zum Erreichen der gewünschten Feuchte in den 20-1-Kammern, vor allem im Bereich über 90 %.

Der Versuch mit einer Dampfeinspritzung in die Meßkammer brachte keinen Erfolg, da die Tröpfchengröße zu groß war und damit der Feuchtwert im Innenraum der Kammer zu langsam erreicht wurde.

Das Meßsystem für O_2 und CO_2 ist in Fig. 3 und im Meßablauf in Fig. 4 gezeigt. Die Kammern werden zeitlich nacheinander im Multiplex abgefragt. Das System arbeitet mit stark modifizierten Geräten der Firmen Servomex für die O_2 -Messungen und Horiba für die CO_2 -Messungen.

Das Meßgas wird über V 1 und V 2 zugeführt und über die Pumpe P 1 gefördert. Das Schlauchsystem wird zwischen den Messungen von Kammer zu Kammer durch Öffnen von V 3 über die Pumpe P 1 gespült, um zu vermeiden, daß die Meßgaskonzentration einer Kammer in die nachfolgende Meßkammer verschleppt wird. Die Ventile V 4, V 5 werden geöffnet, sobald eine Gruppe von 4 Zyklen abgelaufen ist, um eine Spülung der Meßkammer zu erreichen.

7 Meßgruppen von je 4 Meßzyklen innerhalb einer Stunde sind für 6 Meßkammern möglich, wobei der Meßrhythmus ca. 1,5 Minuten beträgt. Die Meßkammern werden im Zeitversatz geschlossen, sobald die Messung zeitgleich erfolgt.

Entwicklungsstufen: Das Meßsystem für O_2 und CO_2 , dargestellt in Fig. 8, wurde in PVC-Rohr aufgebaut. Hierbei ist vorgesehen, daß jede Meßkammer ein eigenes Meßsystem erhält. Die Wasservolumina dienen der Temperaturanpassung, die O_2 -Messung erfolgt als Messung der Druckdifferenz in der Meßkammer in Gegenwart eines Versuchstieres. Die CO_2 -Messung entspricht der Druckdifferenz, die beim Spülen der Meßprobe durch die Kalilauge als CO_2 -Absorber entsteht. Die Dichtigkeit der Meßkammern und die Temperaturkonstanz in Meßkammer und Meßsystem entscheiden über die Meßgenauigkeit.

Das Versuchsmuster zeigt noch keine ausreichende Nullpunkt-konstanz und die Klebestellen waren gegen Kalilauge nicht beständig. Zum Erreichen einer dauerhaften Dichtigkeit wurde das System mit Glasgehältern aufgebaut. Nach der erfolgreichen Erprobung des Prototyps wurden 6 Meßsysteme in Glas aufgebaut.

Zum Meßsystem gehört ein Drucksensor, der als Differenzdruckmesser mit einer Berylliummembran von 50 cm^2 ausgerüstet wurde, die induktiv abgetastet wird. Die in Abhängigkeit des Druckes veränderliche Induktivität wird in einer elektronischen Phasenmeßanordnung ausgewertet. Das Phasenmeßverfahren hat sich in Nullpunktkonstanz und Linearität gegenüber anderen Schaltungen bewährt. Schwierig war die Auswahl des Membranmaterials, da bei einer Auflösung 1:10.000 eine Linearität von 2 % erreicht werden mußte.

Bei der Erprobung des Systems zeigte es sich, daß trotz des sehr kompakten Aufbaus der Meßsysteme der Thermosta-tierungsaufwand zum Erreichen der geforderten Meßgenauig-keit noch wesentlich gesteigert werden muß, um damit auch Toleranzen zwischen den Systemen auszuschließen. Weiterhin zeigte es sich, daß bei Wartungsarbeiten und beim Ab-schalten des Systems Kondensatbildung in den Systemschläu-chen entsteht, die nicht kurzfristig abgebaut wird, wo-durch es beim Wiedereinschalten der Anlage zu Ausfällen des Systems kam.

Bevor das Maßverfahren nach Fig. 8 im Thermostatierungs-

teil weiterentwickelt wurde, wurden weitere Meßverfahren untersucht.

Bei der O_2 -Messung wurden Geräte mit Zirkon-Oxyd-Meßzellen untersucht. Die Geräte wurden modifiziert, um ausgehend von Luftsauerstoff einen Bereich von 1 % zu erfassen. Die Meßgeschwindigkeit des Gerätes liegt bei 2 Sekunden, jedoch ist die Nullpunktkonstanz nicht ausreichend und die thermische Belastung führt zu häufigen Ausfällen des Meßkopfes.

Nachteilig ist das starke Vortrocknen der Meßgasprobe, um Fehler zu vermeiden. Aus den genannten Gründen wurde die Methode nicht weiterverfolgt.

Die ebenfalls erprobte paramagnetische Methode wurde in einem handelsüblichen Gerät erprobt. Das Gerät wurde auf die Messungen im Bereich von 1 %, ausgehend vom Luftsauerstoff, erweitert. Zum Erreichen der Nullpunktkonstanz wurde der Meßkopf thermostatisiert und eine elektronische Luftdruckkompensation eingebaut. Weiterhin zeigte es sich, daß die Meßgasprobe auf $1^{\circ}C$ Temperaturunterschied zur Temperatur des Meßkopfes thermostatiert werden muß. Nach diesen Maßnahmen zeigte das Gerät Arbeitsergebnisse, die die Spezifikationen des Gesamtsystems sicherstellen. Deshalb wurden für die O_2 -Messungen keine weiteren Verfahren erprobt. Als Produkt wurde die Firma Servomex ausgewählt. Nach Durchführung aller oben beschriebenen Maßnahmen zeigte das Gerät eine sichere Meßgeschwindigkeit unter 2 Sekunden, so daß die zunächst vorgesehene Zwischenspeicherung von Gasproben nicht mehr notwendig wurde.

Bei der CO_2 -Messung wurde ein Gerät der Firma Horiba ausgewählt, das mit der Infrarotmethode arbeitet. Bei diesem Gerät wurde die Meßgaspumpe verbessert, um eine gleichmäßigere Strömung im Meßgaskreislauf zu erreichen. Weiterhin wurde die Nullpunktdrift der Meßverstärker überarbeitet. Die Linearisierung des Ausgangssignals wurde im Rechner durch ein Softwareprogramm gelöst. Die Meßgeschwindigkeit des Gerätes liegt bei ca. 1,5 Sekunden. In einer umfangreichen Dauererrprobung zeigten sich keine Ausfälle oder

Abweichungen von den Spezifikationen. Die Spezifikationen für das Gesamtsystem werden von dem Gerät sicher erreicht, so daß keine weiteren Geräte oder Verfahren untersucht wurden.

Zur Überwachung der Motilität steht neben der Überwachung der Tiersilhouette noch ein Ultraschallmeßverfahren im 50-KHz-Bereich zur Verfügung, das jedoch mit einer so geringen Energie arbeitet, daß die im Hörbereich liegende Frequenz vom Tier nicht erkannt wird. Diese ergänzende Meßmethode ist sinnvoll, um den Ruhestoffwechsel an kleinen Tieren noch sicherer zu erfassen.

Zur Überwachung der Tiersilhouette stehen besondere Meßkammerdeckel zur Verfügung, ausgelegt auf die jeweilige Kammergröße, an die eine Bildaufzeichnungseinheit angeschlossen werden kann. Sie ist mit einem Vidikon ausgerüstet, da die CCD-Halbleiter eine zu geringe Empfindlichkeit haben, um bei schwacher Beleuchtung die Bildgrenzen genügend scharf aufzulösen. Die Auflösung beträgt 46.000 Bildpunkte, die 100mal pro Sekunde abgetastet werden. Bei den großen Kammern ist das eine Auflösung von einem Bildpunkt pro mm^2 .

Entwicklungsstufen: Die indirekte Abtastung des Bildes über einen Spiegel brachte erhebliche Lichtverluste, so daß jetzt die direkte Bildabtastung vom Meßkammerdeckel her erfolgt.

In Fig. 2 ist die Datenorganisation gezeigt. Es wird unterschieden in Zentraldaten, die den Versuchsbedingungen wie Temperatur, Feuchte, Tagesrhythmik entsprechen und den Meßdaten einer Kammer. Die Daten sind in ihrer Dimensionierung auf Seite 9 angegeben. Die Statistik wird mit Angabe der Standardabweichung auf eine Stunde bezogen. Die Erweiterung auf größere Versuchsintervalle ist möglich.

Die zum System gehörende gesamte Steuerungs- und Regelelektronik wurde in Hardwaretechnik gelöst. Einzelne Teile dieser Aufgabenstellung wären auch über den Rechner in Software lösbar gewesen. Es hat sich gezeigt, daß die zahlreichen Systemmodifikationen hardwaremäßig leichter durchgeführt werden konnten. Die gesamte Steuerungs- und Regelelektronik erreicht die Spezifikation. Die Datenübertragung zum Rechner HP 9825 arbeitet einwandfrei.

Zusammenstellung der Daten, die im Rechner HP 9825 A über Streifendrucker ausgegeben werden. Es ist vorgesehen, die Meßwerte zeitsynchron für alle Meß-

kammern in Zyklen von 1,5 Minuten abzufragen (s. Ablaufdiagramm des Stundenrhythmus).

Stoffwechselmeßsystem für Kleintiere:

Sauerstoffverbrauch des Tieres:	ml bezogen auf 0°C , 760 mm Hg, h und Tieroberfläche in dm^2
Kohlendioxidaufgabe des Tieres:	ml bezogen auf 0°C , 760 mm Hg, h und Tieroberfläche in dm^2
Bewegungshäufigkeit des Tieres:	ME = Motilitätseinheiten
Wärmeerzeugung des Tieres:	Joule bezogen auf 0°C , 760 mm Hg, h und Tieroberfläche in dm^2
Feuchte in der Tierkammer:	rel. %
Kammernummer:	Ziffern
Beleuchtung:	lx
Luftdruck:	mm Hg
Temperatur der Tierkammer:	$^{\circ}\text{C}$
Respiratorischer Quotient (RQ):	--
Mikrogasstoffwechselmeßsystem:	
Sauerstoffverbrauch:	N μl
Wärmeerzeugung:	N Joule
Redox-Potential:	N Volt

Die Software zeigt keine Fehler. Das Datenverarbeitungssystem ist erweiterungsfähig in Hard- und Software.

Alle wesentlichen Versorgungseinrichtungen sind innerhalb des Hauptschranks untergebracht (Fig. 1).

Ebenfalls im Hauptschrank befindet sich das O_2 - und CO_2 -Meßgerät mit dem Meß-

kammermultiplexer. Die Daten- und Steuerleistungen der Anlage werden zu einer neben dem Hauptschrank angeordneten Tischeinheit geführt, auf dem sich die zentrale Steuer- und Meßelektronik befindet mit Verbindung zum danebenstehenden Rechner HP 9825 A.

Für Stoffwechselmessungen auf der zellulären Ebene an Insekten und wechselwarmen Kleintieren stehen 6 weitere Meßkammern zur Verfügung.

Als Klimasystem dienen die drei großen Meßkammern von je 20 l, in denen jeweils bis zu 2 Kammern eingesetzt werden können. Diese Meßkammern erlauben eine Volumenvariation von 10 bis 300 ml. Sie besitzen ein eigenes, manometrisches Sauerstoffmeßverfahren, das zusätzlich vom Hauptsystem der großen Kammer kontrolliert werden kann. Somit sind auch Nahrungskettenuntersuchungen in grosser Volumenvariation im gleichen Klimaraum möglich. Die Meßmethode zeigt Fig. 6, der Aufbau der Sonde ist in Fig. 7 gezeigt.

Die große Meßkammer von 20 l ist in Fig. 5 näher dargestellt. Der Raum ist ausreichend für Ratten bis 500 gr und Meerschweine bis 350 gr. Die Tierkammer steht auf einem Untersatz, der mit Leitblechen versehen ist, so daß Kot und Urin getrennt erfaßt werden können. Die bisherigen Tierversuche haben die gewählte Konstruktion bestätigt. Um die Verbrennung von Urin zu vermeiden, hat sich ein Zusatz von Zitronensäure in die Auffangbehälter bewährt. Bei den Trinkflaschen ist im Mundstück ein Kugelventil eingesetzt worden. Ein Saugloch war nicht ausreichend.

Bei den Tierversuchen wurden bisher Ratte und Maus untersucht. Die Tiere erreichten im Hungerstoffwechsel den R.Q.-Wert $0,74 \pm 0,1$ und bei Traubenzuckerernährung zum Teil über Schlundsonde den R.Q.-Wert $0,95 \pm 0,3$. Dies entspricht nicht dem theoretischen R.Q.-Wert von 1, da die Tiere schwer auf einem hohen Traubenzuckerpegel zu halten sind.

Stand der Entwicklung:

Die Entwicklung der Anlage konnte Anfang des Jahres abgeschlossen werden. Bei der Erprobung hat sich gezeigt, daß die thermischen Isolationen durch die zahlreichen Umbauten der Meßkammern gelitten haben, dadurch trat die Schweißwasserbildung wieder auf. Um das Problem endgültig zu lösen, wurde der Schrank der Meßkammern noch einmal demontiert und befindet sich im Neuaufbau. Wir erwarten einen Abschluß der Arbeiten Ende April.

Erfolgskontrollbericht:

Es ist ein Stoffwechselmeßsystem entwickelt worden, das in einem weiten Klimabereich arbeiten kann. Durch die weitgestufte Volumenvariation ist eine gute Anpassung an die jeweiligen Tiergröße, verbunden mit hoher Meßgenauigkeit, erreicht. Durch die Einbringung von kleinen Versuchskammern in den größeren Meßkammern besteht die Möglichkeit der Untersuchung von Nahrungsketten. Die Anlage arbeitet im offenen Kreislauf zur Außenluft. Der Ausbau zum Betrieb im geschlossenen Kreislauf ist möglich.

Die besonderen Probleme der Entwicklung lagen im großen Klimabereich und in der Entwicklung eines geeigneten Meßverfahrens in einer möglichst großen Meßgeschwindigkeit. Es wurde ein beträchtliches know-how in der Klimatechnik gebildet. Ebenso besteht ein guter Überblick über die wichtigsten O_2 - und CO_2 -Meßverfahren, so daß der Markt weiterhin sehr gut verfolgt werden kann, um die jeweils am besten geeigneten Geräte bei weiteren Aufgaben einzusetzen.

Das entwickelte Stoffwechselmeßsystem läßt sich auch so aufbauen, daß es in Freilandversuchen eingesetzt werden kann.

Weitere Aufgaben für das System bestehen z.B. in der Pharmaindustrie.

Die Laufzeit des Projektes wurde um 3 Monate bis zum 30.04.1981 verlängert, ohne den Bundeszuschuß des BMFT zu erhöhen. Die Zusatzkosten für die Arbeiten während der Vertragsverlängerung haben wir übernommen, ebenso die Arbeiten bis zum heutigen Zeitpunkt. Sie ergaben sich aus den Erprobungsergebnissen. Die Entwicklung baute auf die Patentanmeldung DT OS 2 141 346 auf, die bereits zu Beginn der Förderung vorlag. Weitere Anmeldungen wurden bisher nicht vorgenommen. Das Stoffwechselmeßsystem ist leicht modifizierbar und läßt sich so den vielfältigen Anwendungen in Umweltforschung, Biologie und Medizin anpassen.

Die in der Abbildung dargestellten Geräte sind als Beispiel für die Realisierung eines Stoffwechselmeßsystems dargestellt. Die hier nicht näher beschriebenen Details sind in der Beschreibung des Systems zu finden.

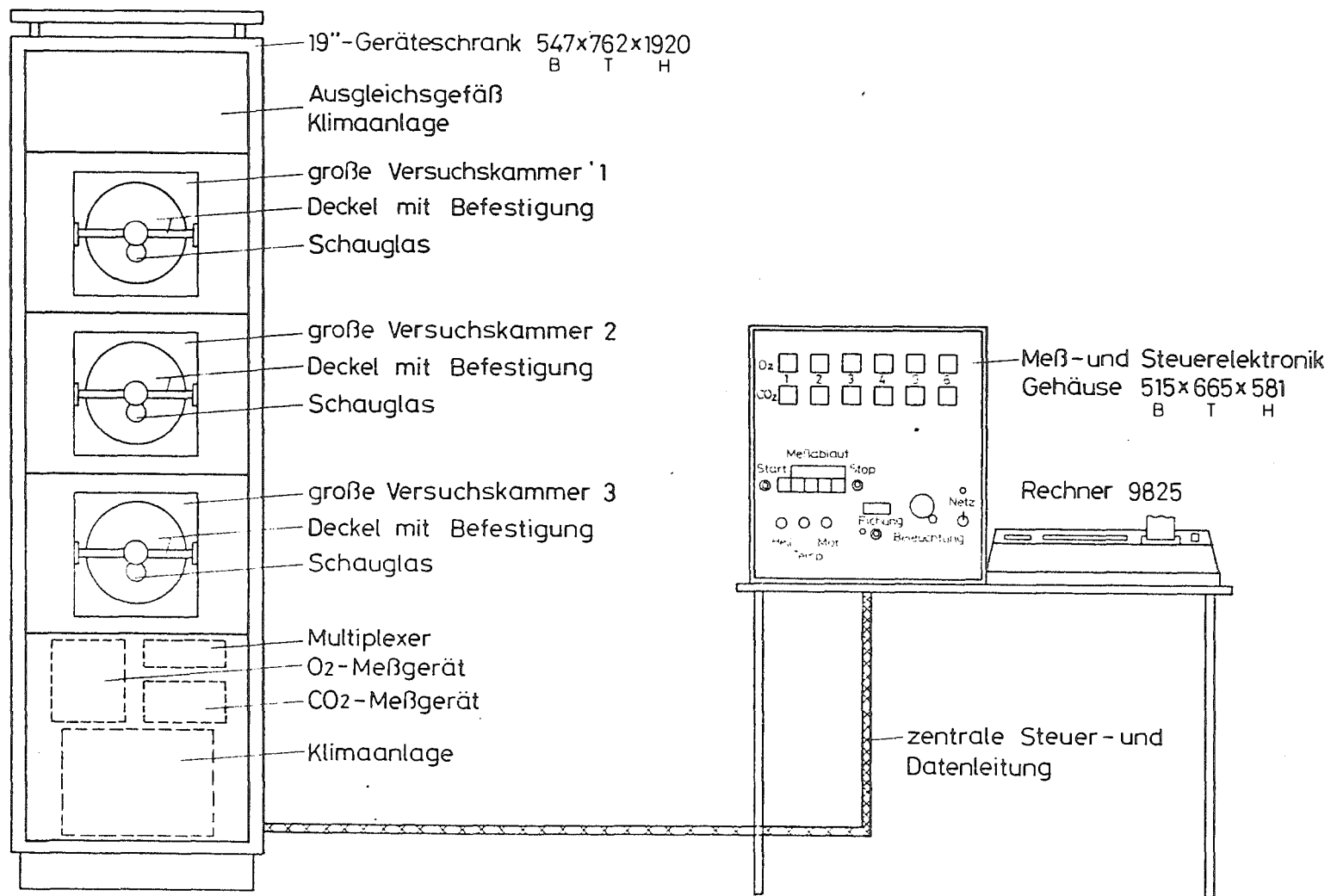


Fig. 1

			10.11.81	52	Stoffwechselmeßsystem 620	
					Gesamtanlage	
2		10.11	52			
1		10.11	52		A78-C03-620	

Optionen der Meßwerte	Anzeige und Datenanschluß	Datenanschluß
Sauerstoff 620 1.1.13	x	
Kohlendioxid 620 1.1.14	x	
Motilität 620 1.1.15	x	
Tierwärme 620 1.1.16	x	
Kammerkennzeichnung 620 1.1.17		x

Optionen	Datenanschluß
Beleuchtung 620 1.1.2	x
Temp. 620 1.1.4	x
Feuchte 620 1.1.6	x
Atmosphären- druck	x

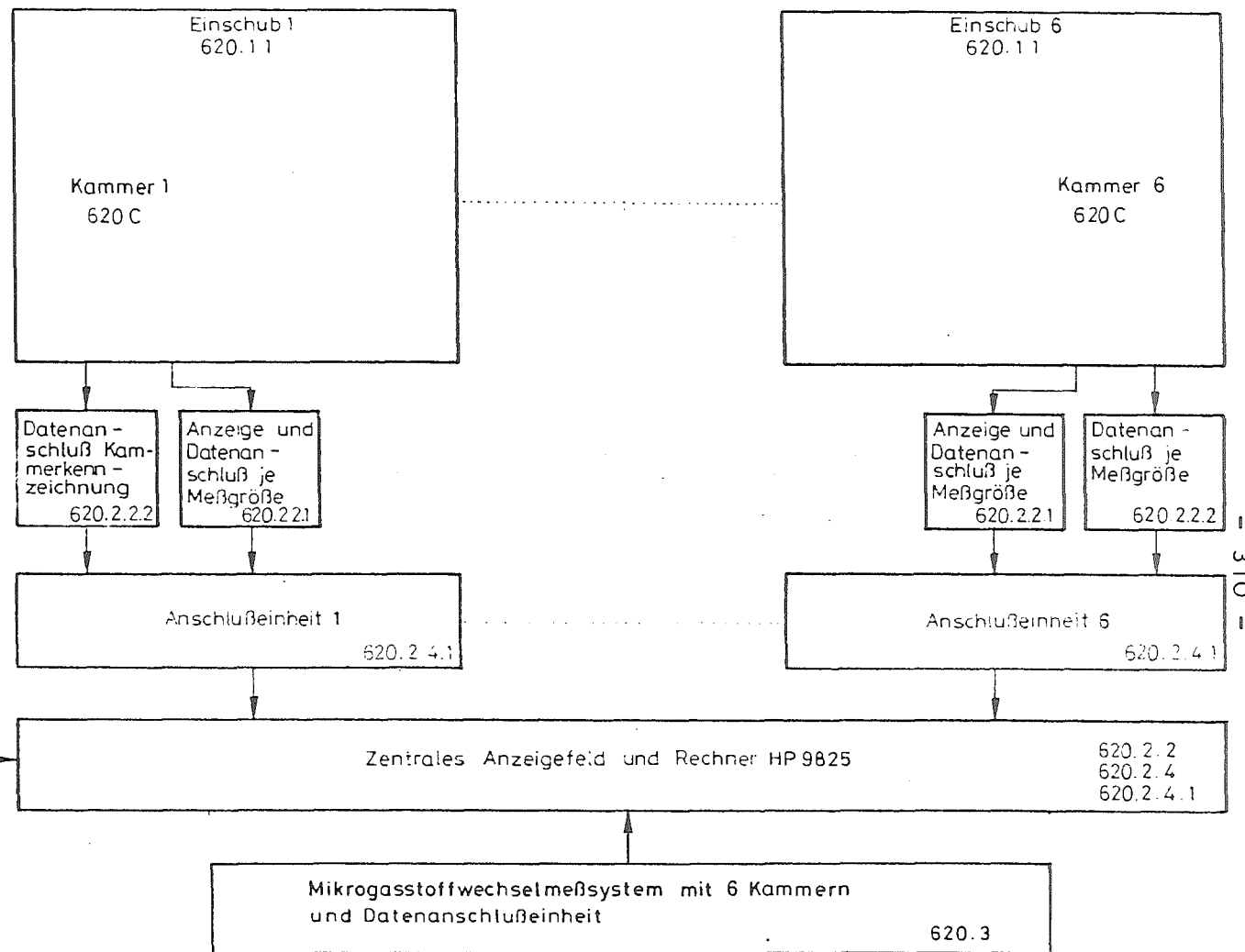


Fig. 2

1	10 11 81	Systemzeichnung Stoffwechselmeßsystem 620
	10 11 82	A 78-003-620

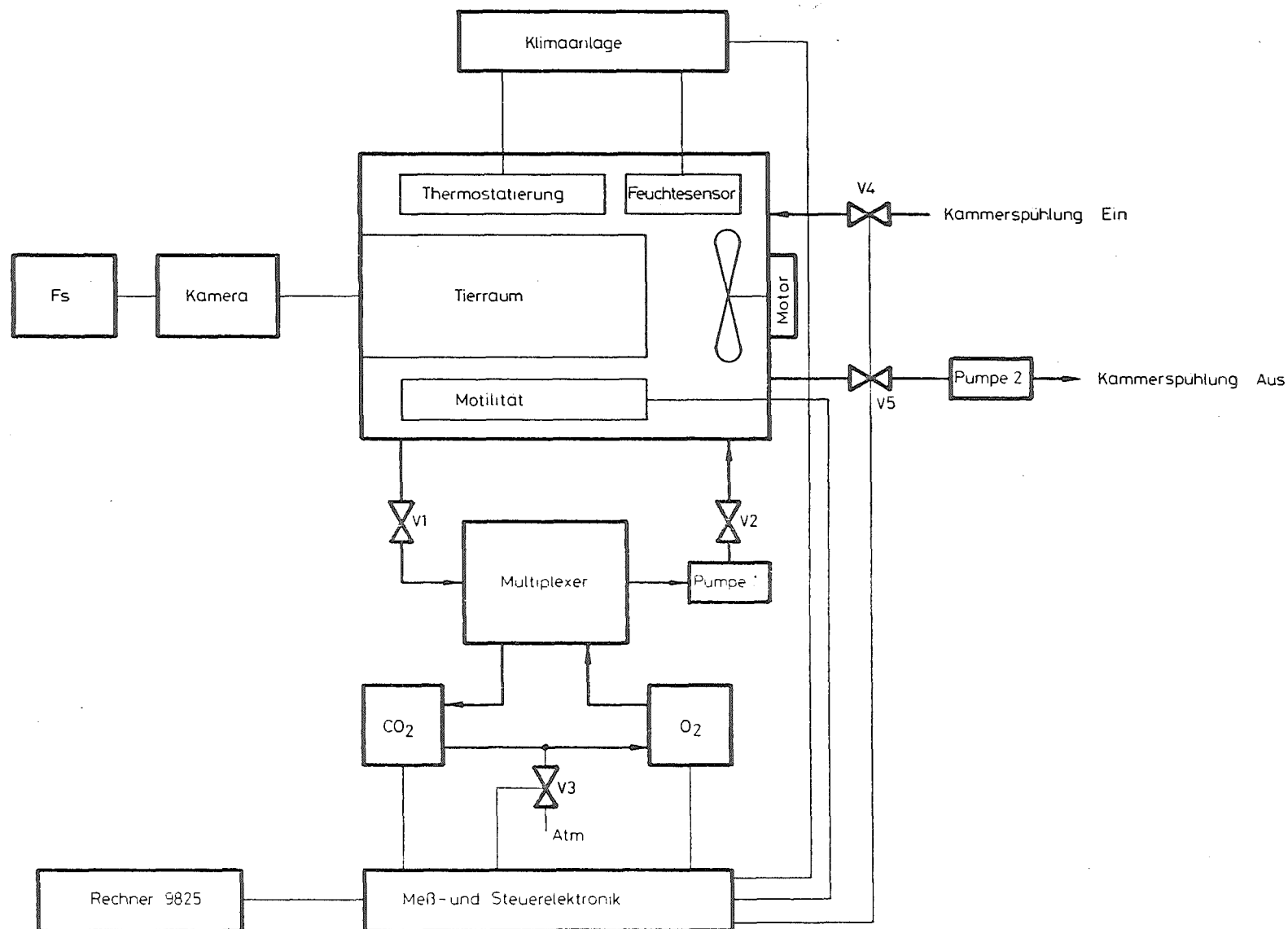


Fig. 3

1	10 11 81	52	Stoffwechselmeßsystem 620	
			Meßverfahren	
			A 78-C03-620	

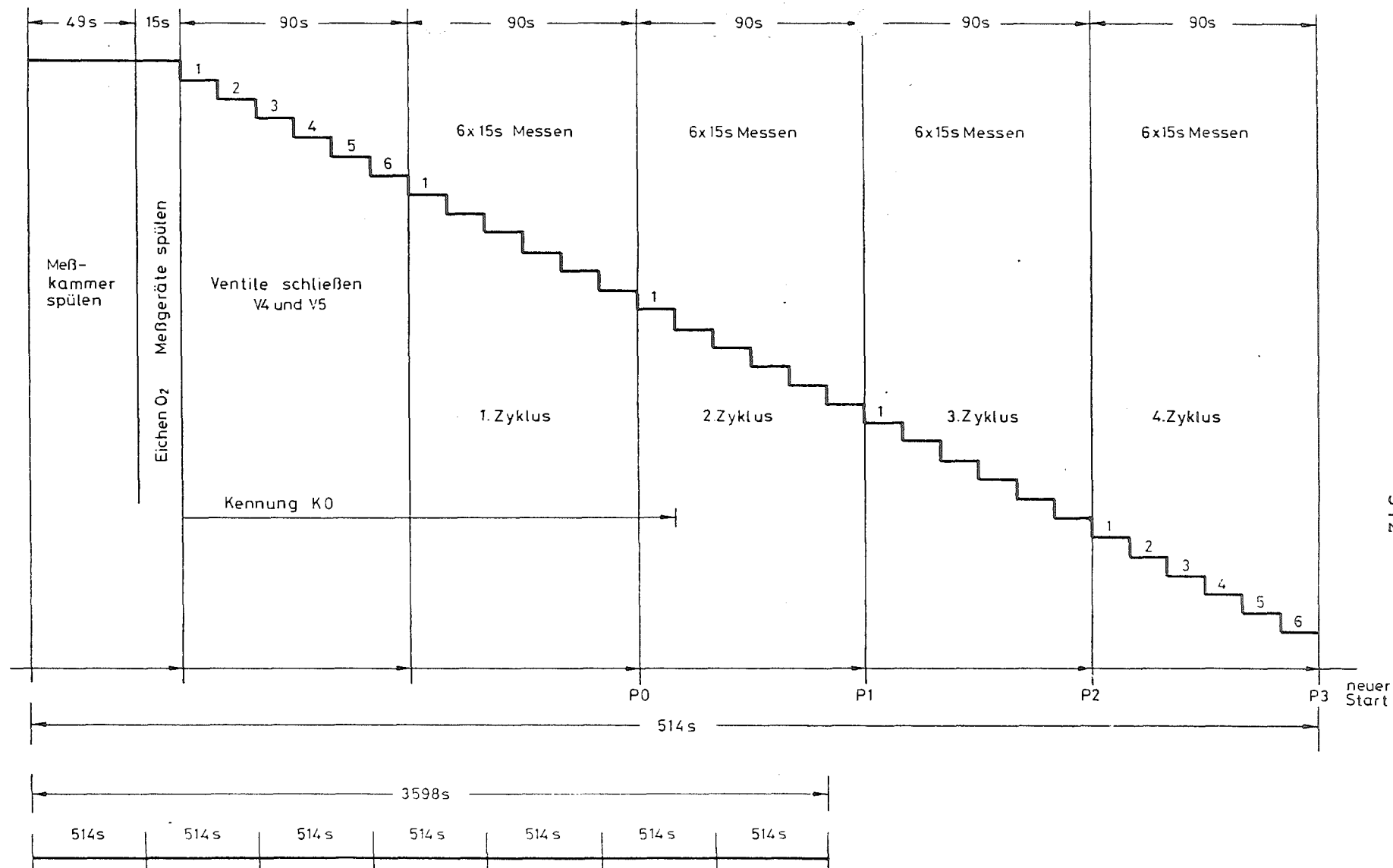


Fig. 4

1	10.11.91	10.11.91	Stoffwechselmeßsystem 620 Meßablauf
		10.11.91	A78-003-620

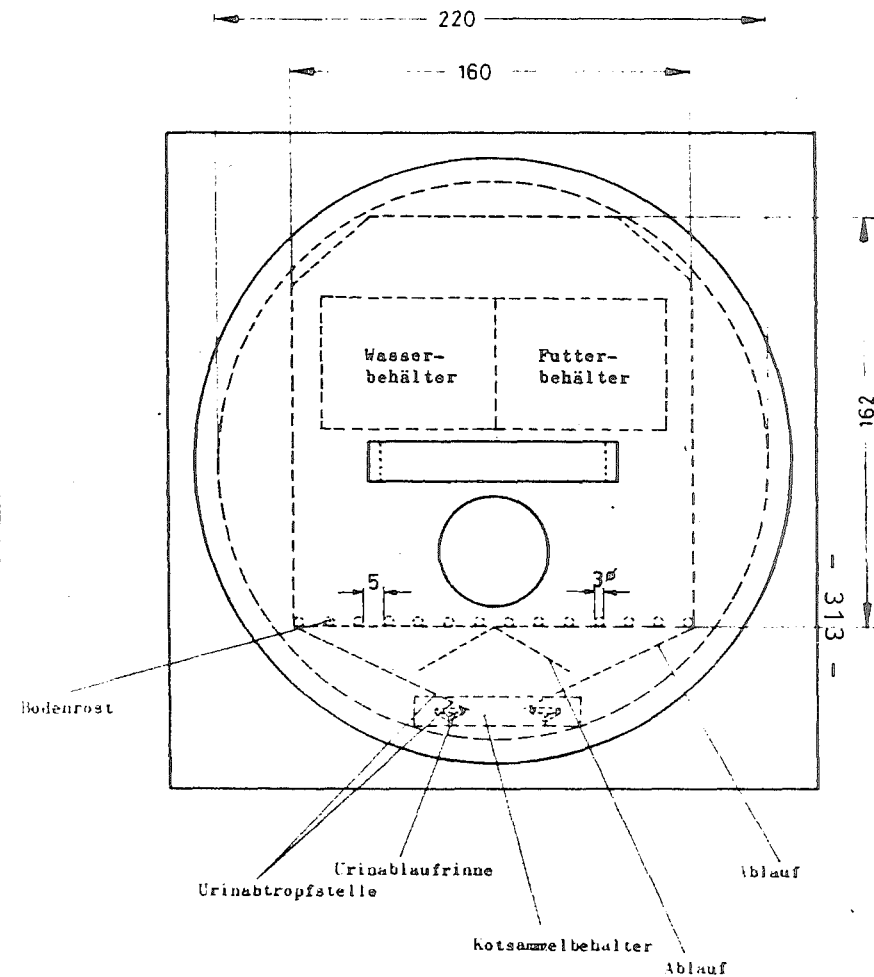
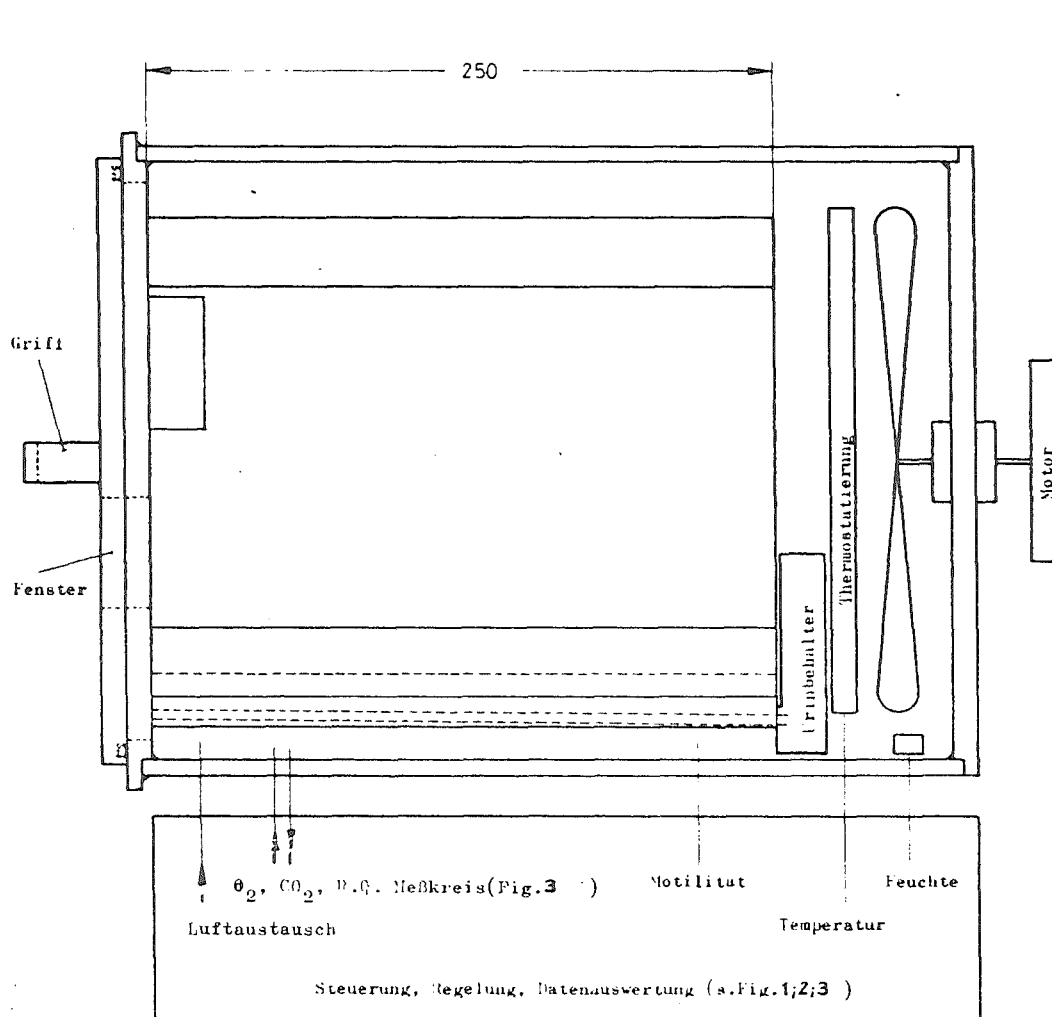
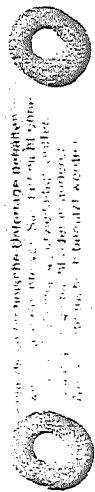
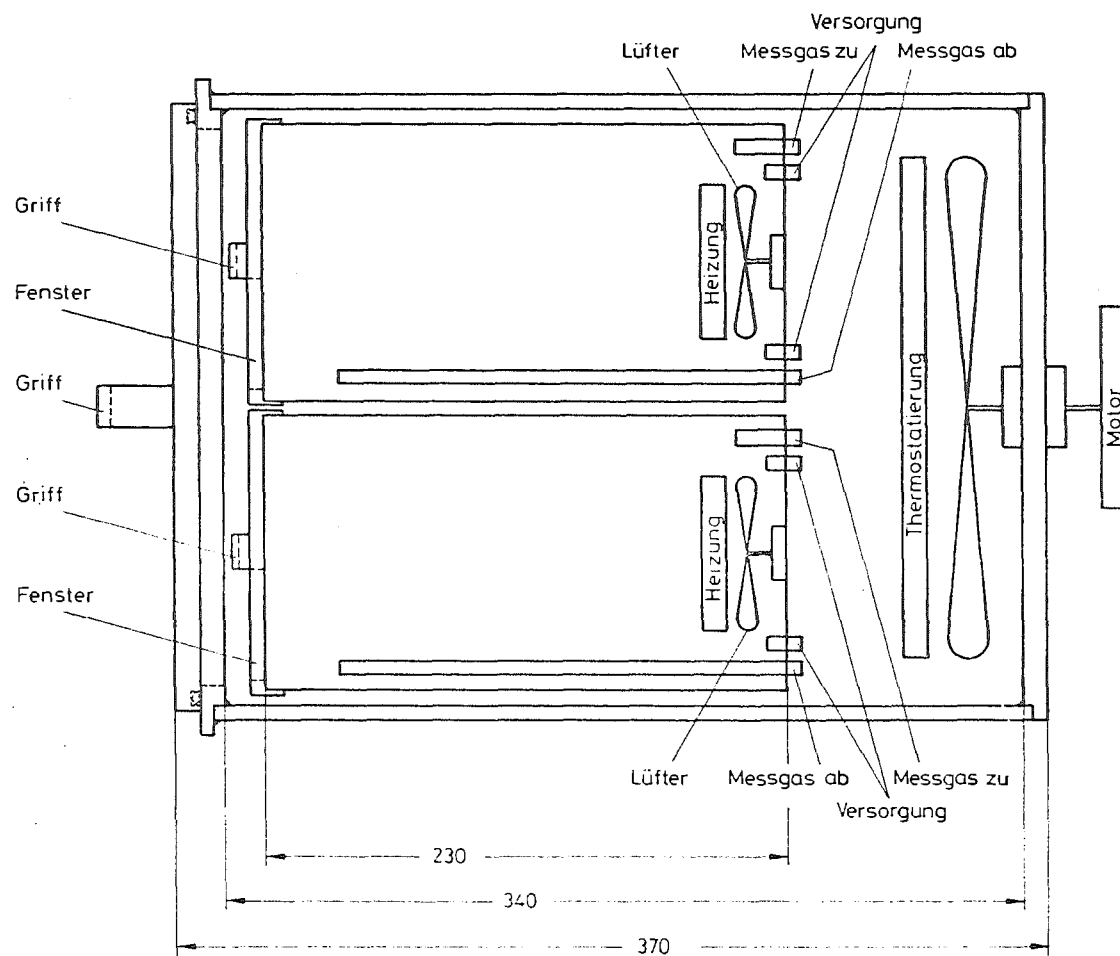


Fig. 5

	1011 81 8 ^e	Stoffwechselsystem für Versuchstiere	1
1	1011 81 8 ^e	A 78-003-620	



Seitenansicht ohne Deckel

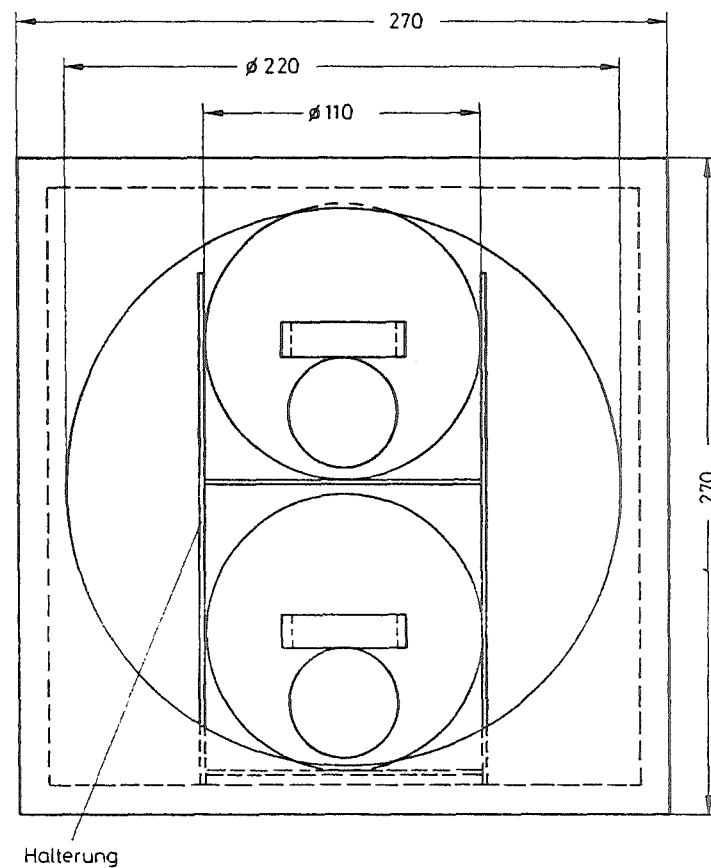
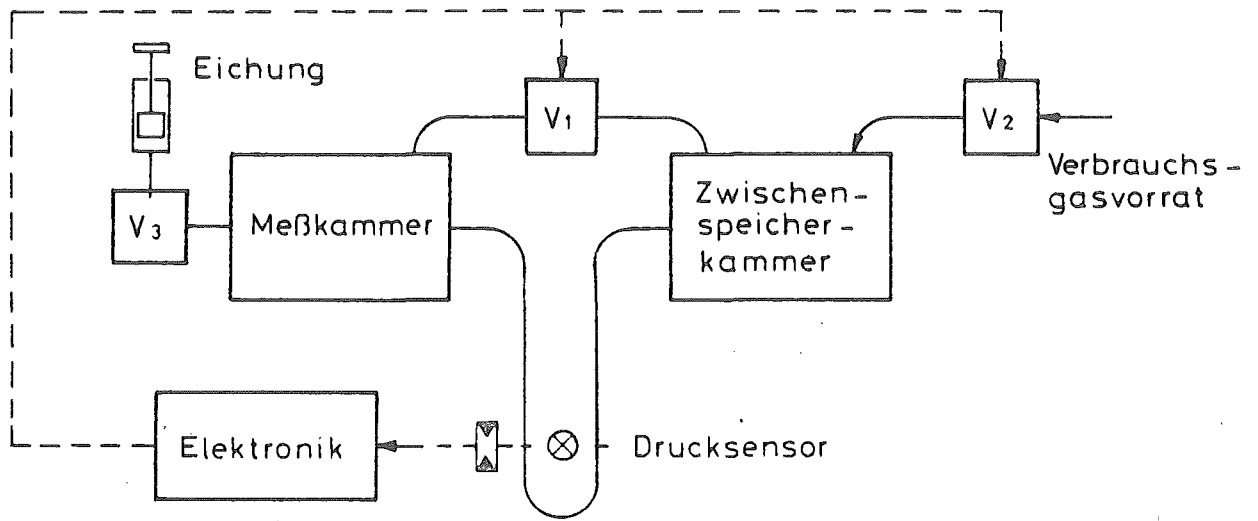


Fig. 5a

1	53	58	Fig. 53 82	Stoffwechselmeßsystem für Versuchstiere	A 78 - 003 - 620

Fig. 6



Funktionsdiagramm

Zeitpunkt der Nachdosierung über Ventil V₂
abhängig von der eingestellten Auflösung
und geforderten Genauigkeit bei einer
10 ml Kammergröße

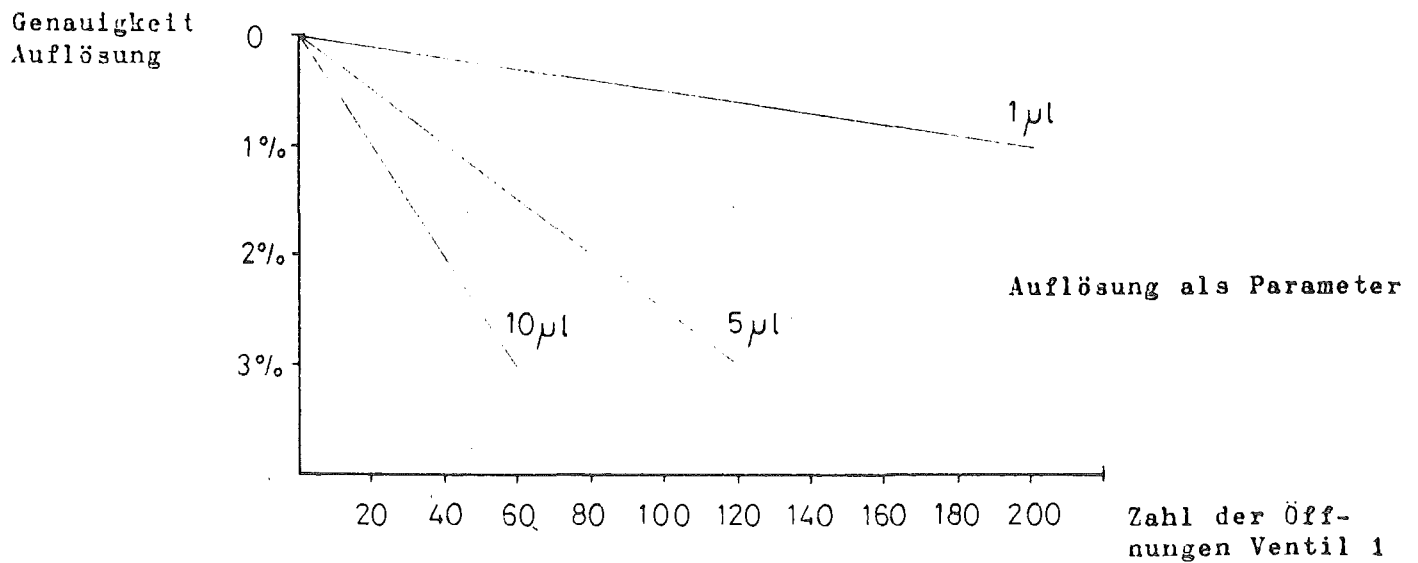


Fig. 7

- 1 Meßkammer
- 2 Zwischenspeicherkammer
- 3 Ventil 1
- 4 Drucksensor
- 5 Elektronik
- 6 Ventil 2
- 7 Verbrauchsgasanschluß
- 8 Eicheinrichtung
- 9 Ventilatorflügel
- 10 Rührer
- 11 Gefäß für Kompensationsflüssigkeit
- 12 Handbetätigung von Ventil 3
- 13 Antrieb Ventilator und Rührer
- 14 Magnetkupplung Antriebsseite
- 15 Magnetkupplung kammerseitig
- 16 Lager mit Halterung
- 17 Einsteckachse Ventilator und Rührer
- 18 Lagerbock Rührer und Ventilator
- 19 Lager für Ventilator und Rührer und Halterung für Magnet
- 20 Betätigung Ventil 1
- 21 Betätigung Ventil 2
- 22 Gehäuse mit Halterung für Gefäße
- 23 Gefäßhalterung
- 24 Aufnahmering für Gefäße als Teil der Gefäßhalterung
- 25 Befestigungsrad zum Anschluß der Gefäße an das Meßsystem
- 26 flexibler Andruckring
- 27 Dichtung
- 28 Ventildichtung für Ventil 2 und Schieberlager
- 29 Ventildichtung für Ventil 1 und Schieberlager
- 30 Anschluß Eicheinrichtung
- 31 Verbindung der Ventile mit den Meßkammern
- 32 Meßkammeraufnahme
- 33 Zwischenspeicherkammeraufnahme

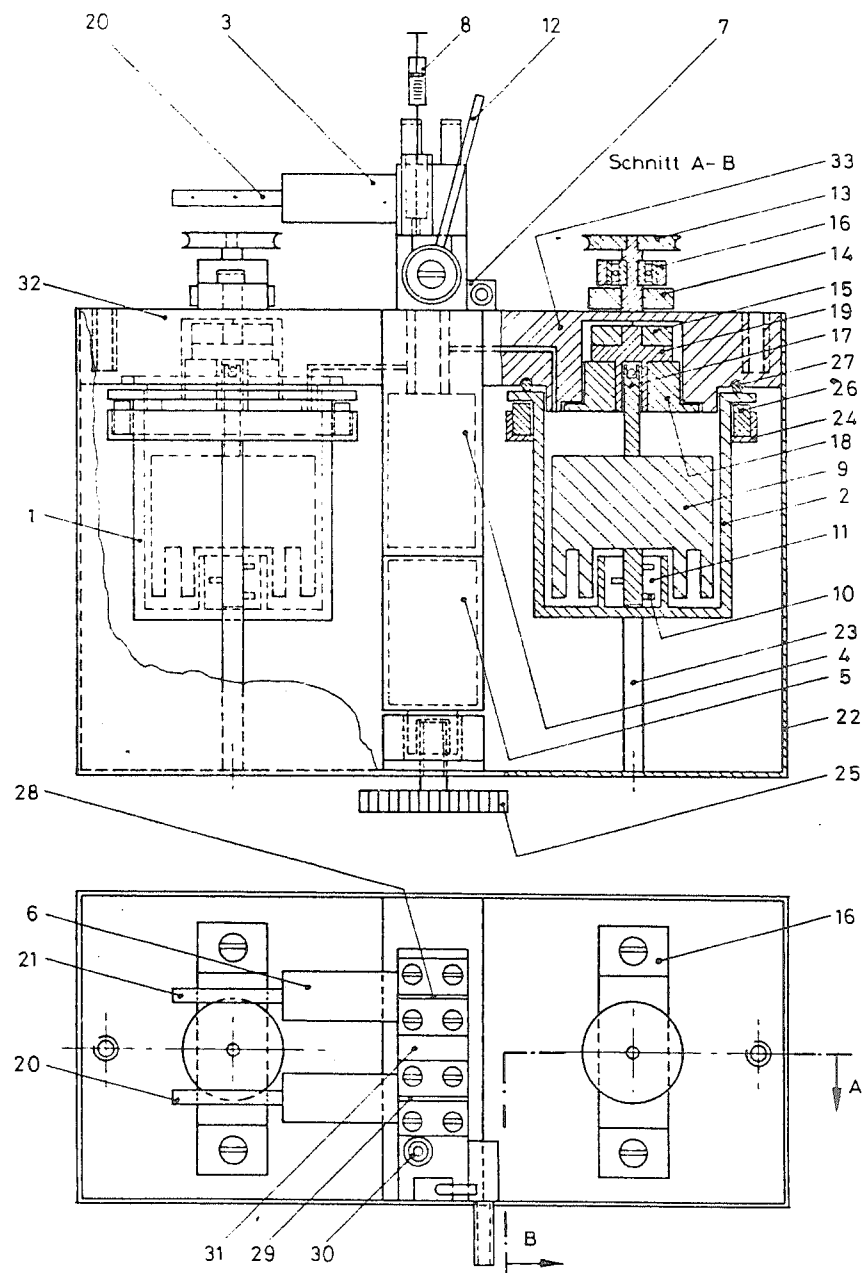
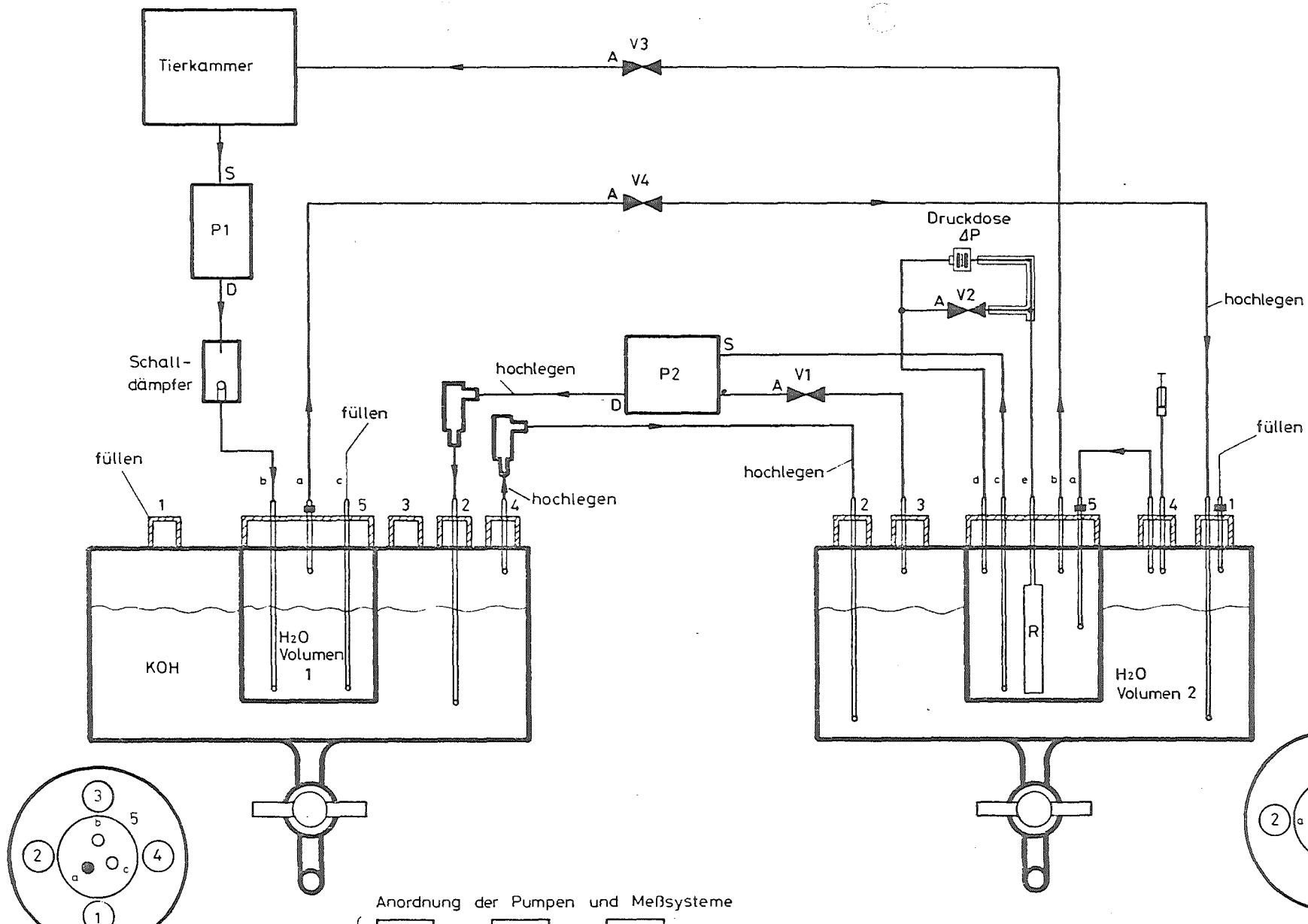


Fig. 8



Anordnung der Pumpen und Meßsysteme

Pumpen	5	3	1			
	6	4	2			
Meßsysteme	6	5	4	3	2	1
	6	5	4	3	2	1

Datum			Name		Stoffwechselmeßsystem 620	
3	2	1	22.10.79	2		
			22.11.79	5		
			22.12.79	5		

